



UNIVERSIDAD DE CUENCA

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

Comparación de dos métodos empleados para la determinación de material particulado depositado en la superficie de especies vegetales.

Trabajo de titulación previo a la
obtención del título de
Ingeniero Ambiental

Autores:

Walter Fabián Sinchi Chaca

CI: 0105485072

Grace del Cisne Vera Romero

CI: 0707005120

Directora:

Ing. Diana Lucía Moscoso Vanegas, MSc

CI: 0102339454

Cuenca - Ecuador

20-septiembre-2019



Resumen:

La vegetación actúa como filtro biológico que retiene partículas en su superficie. Brinda un servicio ecosistémico que permite mejorar la calidad del aire, especialmente en zonas urbanas y áreas industriales donde, en ocasiones, el material particulado (PM) excede los límites permisibles. El PM causa afecciones a la salud como enfermedades respiratorias, cardiovasculares e incluso cáncer, por lo que se han buscado alternativas que permitan reducir sus concentraciones en el aire ambiente. La vegetación puede mejorar la calidad del aire, al capturar y retener PM en su superficie. La gran área foliar de los árboles, los convierte en el tipo de vegetación más eficaz para dicho propósito, a su vez, las hojas pequeñas y de formas complejas incrementan la eficacia. Para conocer la capacidad de la vegetación, existen diversos métodos que remueven y cuantifican el PM. En este estudio se evaluó el grado de concordancia entre los métodos de barrido y lavado de hoja. Para ello se estimaron las fracciones grande, gruesa y fina de PM, por ambos métodos, en la superficie foliar de dos especies arbóreas de la misma familia, Salicaceae, pero con características diferentes, *Salix humboldtiana* y *Populus balsamifera*. Se tomaron muestras de 10 individuos de cada especie, con su posterior réplica. Se calculó el grado de concordancia usando el coeficiente de correlación y concordancia de Lin (CCC), además del error absoluto. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en las capacidades de acumulación entre especies, resultando un grado de acuerdo pobre entre los métodos ($< 0,90$), corroborado por valores de error relativo entre el 29,18 % y 195,79 %. De tal modo, el método de barrido de hoja no puede sustituir al de lavado, y, al contrario, como resaltan nuevas investigaciones, estos métodos deben complementarse para asegurar una mayor eficiencia de cuantificación de PM.

Palabras claves: Calidad del aire. Material particulado. Lavado de hoja. Barrido de hoja.



Abstract:

Vegetation acts as a biological filter retaining particles on its surface. It provides an ecosystem service, which allows to improve air quality, mostly in urban and industrial areas, where occasionally particulate matter (PM) exceeds permissible limits. PM affects health in such ways as respiratory diseases, cardiovascular diseases and even cancer. Therefore, alternatives have been sought to reduce their concentrations in environmental air. Vegetation can improve air quality by capturing and retaining PM on its surface. The large foliar area of trees, makes them the most effective type of vegetation for that purpose. At the same time, small leaves and complex shapes increase efficiency. Several methods have been developed to comprehend the capacity of the vegetation to remove and quantify PM. The aim of this study was to evaluate the degree of agreement between two methods: water cleaning and brush cleaning on the leaf surfaces. For this purpose, large, coarse and fine fractions of PM were estimated by both methods, on the leaf surface of two tree species of the same family, Salicaceae, but with different characteristics, *Salix humboldtiana* and *Populus balsamifera*. For each species, 10 samples were collected, with a subsequent replication. The degree of concordance was estimated using the Lin's concordance correlation coefficient (CCC). In addition, the absolute error was calculated as well. No statistically significant differences were found in the accumulation capacities between species. Results show a poor degree of agreement between the methods ($< 0,90$), corroborated by relative error values between 29,18 % and 195,79 %. In this way, the brush cleaning method cannot replace the water cleaning method. Nonetheless, as new research highlights, these methods must be complemented to ensure a greater efficiency of PM quantification.

Keywords: Air quality. Particulate matter. Water cleaning. Brush cleaning.



Índice del Contenido

1. INTRODUCCIÓN.....	15
2. MARCO TEÓRICO.....	17
2.1. Material particulado.....	17
2.1.1. Clasificación del material particulado.....	17
2.1.1.1. Tamaño.....	17
2.1.1.2. Fuente de origen.....	18
2.1.1.3. Procesos de formación.....	19
2.1.2. Composición química.....	20
2.2. PM y efectos en la salud.....	21
2.3. Deposición de partículas atmosféricas.....	22
2.3.1. Deposición húmeda.....	23
2.3.2. Deposición seca.....	23
2.4. Vegetación y calidad del aire.....	24
2.4.1. Vegetación y retención de partículas.....	25
2.4.2. Métodos de determinación de PM retenido por la vegetación.....	26
3. METODOLOGÍA.....	30
3.1. Cálculo de muestra.....	30
3.2. Selección de especies.....	31
3.2.1. Características de las especies.....	33
3.3. Sitio de estudio y puntos de muestreo.....	35
3.4. Determinación de material particulado.....	36
3.4.1. Método A: Técnica de lavado de hoja.....	36
3.4.2. Método B: Técnica de barrido de hoja.....	37
3.5. Cálculo del área foliar.....	38
3.6. Análisis estadístico.....	39
3.6.1. Coeficiente de correlación y concordancia de Lin.....	39
3.6.2. Error relativo.....	40
4. RESULTADOS.....	41
4.1. Análisis de normalidad.....	41
4.2. Material particulado capturado en la superficie foliar.....	42
4.3. Concordancia entre métodos.....	44
5. DISCUSIÓN.....	46



6. CONCLUSIONES.....	49
7. RECOMENDACIONES Y FUTURAS INVESTIGACIONES	50
8. REFERENCIAS	51
9. ANEXOS	60



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Comparación del tamaño de $PM_{2.5}$ y PM_{10} vs. el diámetro promedio de un cabello humano y arena fina de playa.....	18
Figura 2. Micrografías electrónicas de barrido de <i>Salix matsudana</i> (A) y <i>Populus tomentosa</i> (B) de la superficie adaxial (1) y abaxial (2) de sus hojas.	26
Figura 3. Residuos de PM en las hojas de <i>Salix babylonica</i> luego de diferentes pasos de elución. A y B representan la superficie adaxial y abaxial. Los números representan los diferentes pasos de elución, 1: sin limpieza; 2: limpieza con agua; 3: limpieza con agua + limpieza con cepillo; 4: limpieza con agua + limpieza con cepillo + limpieza ultrasónica. .	28
Figura 4. Tramos identificados dentro de la Av. 12 de Abril.....	32
Figura 5. Hojas de la especie <i>P. balsamífera</i>	34
Figura 6. Fotografía de un individuo de la especie <i>P. balsamífera</i>	34
Figura 7. Hojas de la especie <i>S. humboldtiana</i>	35
Figura 8. Fotografía de un individuo de la especie <i>S. humboldtiana</i>	35
Figura 9. Puntos de muestreo de <i>P. balsamífera</i> (A1-A10) y <i>S. humboldtiana</i> (S1-S10) a lo largo de la Av. 12 de Abril.	36
Figura 10. Q-Q plots de tres fracciones de PM capturados en <i>S. humboldtiana</i> en el muestreo 1, cuantificado a través del método B.....	42
Figura 11. Media de acumulación de PM en <i>S. humboldtiana</i> y <i>P. balsamífera</i> , a través del Método A (lavado de hoja). Las barras verticales representan el error estándar.....	43
Figura 12. Media de acumulación de PM en <i>S. humboldtiana</i> (S) y <i>P. balsamífera</i> (A), a través del Método B (barrido de hoja). Las barras verticales representan el error estándar	44



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Fuentes de PM10 y PM2.5 en el cantón Cuenca.	19
Tabla 2. Estructura microscópica de las hojas de dos especies.	25
Tabla 3. Tamaño de muestra necesario dada la precisión (p_2) para detectar sesgos (u y/o \square) y/o pérdida de precisión (x); $\alpha = \beta = ,05$	30
Tabla 4. Grado de concordancia de acuerdo al valor del coeficiente de Lin.	39
Tabla 5. Valores de significancia (p-valor) obtenidos en el test Shapiro-Wilk, aplicado a las diferentes fracciones de PM estimadas por ambos métodos.	41
Tabla 6. Fracciones de PM encontradas en <i>S. humboldtiana</i> (sauce) y <i>P. balsamifera</i> (álamo), a través de los métodos de lavado y barrido de hoja.	42
Tabla 7. Valores de significancia (p-valor) obtenidos a través de la prueba de Wilcoxon de los rangos con signo para muestras relacionadas, para identificar diferencias de acumulación entre muestreos.	43
Tabla 8. Valores de los coeficientes de correlación y concordancia y su grado de concordancia.	44
Tabla 9. Error porcentual entre métodos para las fracciones PM10 y PM2,5.	45



Cláusula de Propiedad Intelectual

Walter Fabián Sinchi Chaca, autor del trabajo de titulación "Comparación de dos métodos empleados para la determinación de material particulado depositado en la superficie de especies vegetales", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, septiembre de 2019

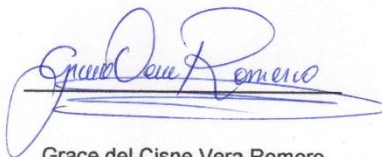
Walter Fabián Sinchi Chaca

C.I: 0105485072

Cláusula de Propiedad Intelectual

Grace del Cisne Vera Romero, autora del trabajo de titulación "Comparación de dos métodos empleados para la determinación de material particulado depositado en la superficie de especies vegetales", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autora.

Cuenca, septiembre de 2019



Grace del Cisne Vera Romero

C.I.: 0707005120

Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Walter Fabián Sinchi Chaca, en calidad de autor y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Comparación de dos métodos empleados para la determinación de material particulado depositado en la superficie de especies vegetales", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, septiembre de 2019



Walter Fabián Sinchi Chaca

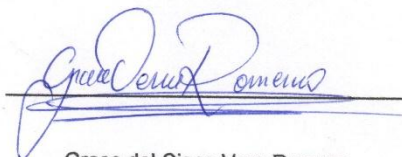
C.I.: 0105485072

Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Grace del Cisne Vera Romero, en calidad de autora y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Comparación de dos métodos empleados para la determinación de material particulado depositado en la superficie de especies vegetales", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN, reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, septiembre de 2019



Grace del Cisne Vera Romero

C.I.: 0707005120



DEDICATORIA

Este trabajo, reflejo de mi esfuerzo y dedicación, se lo dedico infinitamente con todo mi amor y cariño a mis abuelitas, Teresa y Dolores, las personas más maravillosas que en algún momento de mi vida estuvieron conmigo paso a paso tras verme crecer. Sé que hoy estarían muy orgullosas de mí.

Fabián

A mis abuelitos, siempre orgullosos de mí.

Grace



AGRADECIMIENTOS

Principalmente a Dios, por la salud y la sabiduría para permitirme conseguir mis objetivos.

A mis padres, quienes son la razón transcendental para cumplir esta aspiración académica. De manera muy especial a mi madre Martha, es lo más valioso que Dios me pudo otorgar, su grandioso amor y anheladas esperanzas de verme ascender es lo que me motiva todos los días. Bolívar, su gran esfuerzo dedicado hacia mí, permite que alcance mis metas.

A mi hermano Edgar, por tu ilimitado apoyo incondicional. Eres el mejor ejemplo de entrega, esfuerzo y responsabilidad a seguir.

Para mis grandes amistades forjadas en este camino, mis amigas. Para mí, ustedes forman parte de este logro.

Agradecido con los técnicos de laboratorio, Ing. Diana Brazales, así como el Ing. Jaime Cuenca, por brindarnos sus conocimientos durante el desarrollo de este trabajo.

Profundamente en gratitud con las ingenieras que levantaron este proyecto, sus consejos e intervenciones fueron clave. Unas cuantas palabras no pueden expresar mi agradecimiento hacia la Dra. Silvana Donoso, por su invaluable comprensión y asistencia para culminar esta etapa. Es de destacar que actitudes como estas demuestran que en momentos de crisis prevalecen las ganas de prosperar.

Fabián



A Mari, porque confías ciegamente en mí, tu amor y comprensión son el impulso que me permiten seguir adelante, eres lo mejor que tengo en mi vida. Bel, sin ti no estaría culminando esta etapa, eres mi segunda mamá. Toño, por tu apoyo incondicional y desinteresado. A David, aunque somos iguales y en nuestro amor-odio, nos amamos más. José y Leo, que, sin importar los malos entendidos, siempre me apoyan. Y no menos importante, al resto de mi familia, por permanecer juntos.

Mis amigos, la familia que elegí. Alexandra y Arleth, todos los buenos momentos y su incondicionalidad, han pintado mi vida de más colores. Jeff, que siempre estás para mí y por hacerme entender que todo estará bien. Rafa, multiplicador de alegría. Jean, por la compañía. A mis amigos y compañeros, los años juntos han sido de los mejores. A pesar de tomar diferentes caminos, siempre estarán en mis recuerdos.

También a los falsos amigos. Los malos momentos y el dolor causado, me han servido como lecciones de vida, a ser más fuerte y seguir adelante.

Luis, tus consejos, apoyo y disponibilidad durante estos meses, me han permitido cambiar de perspectiva y mejorar mi pobre capacidad de interacción social. María Elisa, su confianza me ha convertido en una persona más responsable y comprometida.

A la directora de esta tesis, Ing. Diana Moscoso, por compartir sus conocimientos y brindarnos su comprensión y paciencia; Ing. Jaime Cuenca al facilitar el desarrollo en el laboratorio; y Blgo. Danilo Mejía, por los consejos. A mis profesores a lo largo de esta carrera, por compartir su experiencia y conocimientos.

Mil gracias a todos.

Grace

1. INTRODUCCIÓN

La población mundial crece a un ritmo anual de 1,1 %, a pesar de que este número luce reducido, se prevé que para el año 2030 la cantidad de individuos sea de aproximadamente 8,6 mil millones, de los cuales, el 60 % vivirá en áreas urbanas (Roser & Ortiz, 2018). La presión que el crecimiento demográfico ejerce en los sistemas naturales se debe directamente a la demanda de recursos para su consumo, generando efectos graves como la contaminación del agua y aire, contaminación acústica, deforestación, extinción de especies, degradación del suelo, entre otros (Dunlap & Jorgenson, 2012).

El incremento de vehículos motorizados dentro de áreas urbanas se encuentra asociado a serios problemas (Karagulian et al., 2015). A nivel mundial, se estima que el transporte contribuye con aproximadamente el 10% de las emisiones antropogénicas de partículas gruesas y finas, proveniente de motores a diésel de camiones ligeros y pesados (Klimont et al., 2017). Sin embargo, a nivel de localidades este valor puede variar, en algunas ciudades se ha demostrado que el tráfico aporta con al menos 13 % de partículas finas y 32 % de partículas gruesas (de Kok, Driee, Hogervorst, & Briedé, 2006). Para el año 2014 en Cuenca, del total de emisiones en el cantón, el tráfico vehicular registró un aporte del 42,4 % de partículas finas y 55,6 % de partículas gruesas, seguidas en menor porcentaje por las ladrilleras, central térmica e industrias (Parra, 2016).

Estudios epidemiológicos han encontrado relación entre estas partículas y problemas de salud, incluyendo enfermedades respiratorias, cardiovasculares y cáncer (Delfino, 2002). La exposición a corto y largo plazo de $PM_{2,5}$ es asociada con riesgos para la salud como cáncer de pulmón. Es así como el PM es considerado carcinogénico para los seres humanos (Hester & Harrison, 2016). Por lo que una de las tareas más grandes en la actualidad consiste en la reducción de las concentraciones de material particulado en el aire ambiente (Wang, Shi, & Wang, 2015).

La vegetación urbana proporciona servicios ecosistémicos, por ejemplo: se presenta como alternativa de mitigación al cambio climático frente a inundaciones (Andersson-Sköld et al., 2015); además se conocen sus efectos positivos en la calidad del aire debido a la filtración gaseosa (Janhäll, 2015), puesto que actúa como sumidero de contaminantes atmosféricos (Klingberg, Broberg, Strandberg, Thorsson, & Pleijel, 2017); incluso puede emplearse como filtro biológico que retiene partículas en su follaje (Przybysz et al., 2014).



En este contexto, varios estudios se han centrado en determinar la relación existente entre especies vegetales y la retención de material particulado. McDonald *et al.* (2007) afirmaron que, si se sembraran árboles en un cuarto de la superficie urbana, las concentraciones de PM_{10} podrían reducirse entre un 2 % a 10 %. Por otra parte, Jeanjean *et al.* (2016), determinaron que, en áreas densamente construidas con escasa vegetación, es posible disminuir 11,8 ton / año de $PM_{2,5}$ a causa de la deposición en los árboles y 2,5 t / año por la deposición en la hierba.

Son numerosos los estudios enfocados en el análisis del PM retenido en las hojas de especies arbóreas y arbustivas, sin embargo, difieren en la metodología utilizada en laboratorio al momento de cuantificarlo. La mayoría de investigaciones aplican o toman como referencia el método propuesto por Dzierżanowski *et al.* (2011), basado en la técnica de lavado de hojas, estimando el PM retenido en la superficie foliar y en ceras. Existe otra metodología con el propósito de cuantificar los polutantes atmosféricos retenidos en las hojas de las plantas, propuesto por Hong *et al.* (2015), considerando la técnica de barrido de hoja, el cual ha sido utilizado una sola vez con este propósito.

Resulta importante comparar ambos métodos y conocer cuál es su grado de concordancia, y así asegurar que la cuantificación de partículas sea eficiente, y a la vez, obtener resultados veraces, que reflejen la realidad, para que éstos permitan tomar decisiones acertadas. Es así como en este trabajo se pretende comparar estadísticamente ambos métodos tras su aplicación en muestras procedentes de dos especies que difieren en forma y tamaño de sus hojas. De tal modo conocer si el método de barrido de hoja puede obtener resultados equivalentes, para reemplazar o intercambiarse por el método de lavado de hoja.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Material particulado

El PM se define como una mezcla heterogénea de partículas sólidas y/o líquidas, suspendidas en el aire. A estas partículas, cambiantes en tiempo y espacio, también son conocidas como partículas totales en suspensión o aerosoles (Kelly & Fussell, 2012), y poseen diámetros mayores a ~ 10 nm y menores a ~ 50 μ m (Liang, 2013).

A diferencia de otros contaminantes criterio, el PM no es una entidad química específica, pues difiere en tamaño, origen y composición química; esta heterogeneidad existe dentro de partículas individuales, de muestras de sitios individuales, y, en un grado aún mayor, entre muestras de diferentes sitios (Grantz, Garner, & Johnson, 2003). Las partículas más grandes se derivan de elementos del suelo y de la corteza terrestre, mientras que las partículas más pequeñas se producen a partir de la combustión de combustibles fósiles en vehículos de motor o en la generación de energía (Cassee & Lippmann, 2011).

La fracción gruesa de PM, posee un tiempo de vida corto, desde minutos a horas, con la capacidad de ser transportada a menos de 10 km. Las partículas finas, permanecen suspendidas durante días o semanas, viajan desde 100 hasta 1000 km de su fuente de origen y se dispersan de manera relativamente más uniforme, en escalas urbanas y regionales, que las partículas de la fracción gruesa o ultrafina (Kim, Kabir, & Kabir, 2015). La fracción ultrafina de PM tiene una vida media en la atmósfera de minutos a horas, pudiendo ser transportadas hasta 10 km desde la fuente de origen (Lippmann, 2008).

2.1.1. Clasificación del material particulado

El PM se puede clasificar en tres grupos, de acuerdo a: i) el tamaño, ii) fuente de origen, y iii) procesos de formación:

2.1.1.1. *Tamaño*

La mayoría de las partículas no son esféricas, por lo que, uno de los términos más comunes para describir su tamaño es el diámetro aerodinámico. Éste se define como el diámetro de una esfera de densidad unitaria con las mismas propiedades aerodinámicas que la partícula en cuestión, lo cual significa que las partículas de cualquier forma o densidad tendrán el mismo diámetro aerodinámico si su velocidad de sedimentación es la misma (Lazaridis &

Colbeck, 2014). Siendo así que, de acuerdo al diámetro aerodinámico, se clasifican al PM en diferentes fracciones, como: grande $> 10 \mu\text{m}$; gruesa $2,5 - 10 \mu\text{m}$; fina $0,1 - 2,5 \mu\text{m}$; y ultrafina $\leq 0,1 \mu\text{m}$ (Chen, Zhou, Teng, Wang, & Zhou, 2015). La Figura 1 **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** permite crear una idea de la dimensión del PM al compararlo con un cabello humano, el cual tiene, en promedio, $70 \mu\text{m}$ de diámetro.

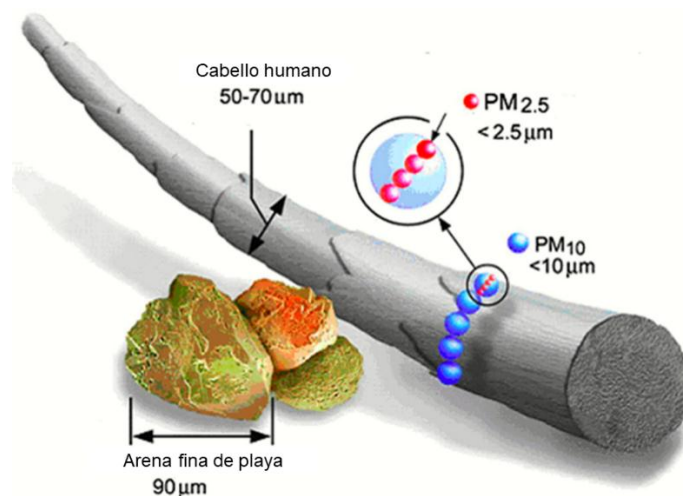


Figura 1. Comparación del tamaño de $\text{PM}_{2.5}$ y PM_{10} vs. el diámetro promedio de un cabello humano y arena fina de playa.
Fuente: Kim et al. (2015).

2.1.1.2. Fuente de origen

Las fuentes de PM son naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales incluyen polvo arrastrado por el viento, sal marina, cenizas volcánicas, polen, esporas de hongos, partículas de suelo y productos provenientes de incendios forestales (Karagulian et al., 2015; Kim et al., 2015). Mientras que las antropogénicas proceden de la combustión de combustibles fósiles, procesos industriales, trabajos de construcción, actividades extractivas y mineras, humo de cigarrillos y quema de leña (Kelly & Fussell, 2012).

El PM inferior a $2,5 \mu\text{m}$ puede provenir de la combustión de carbón, petróleo, gasolina; productos de transformación de óxido de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO_2); procesos de alta temperatura; fundiciones y acerías (Kim et al., 2015). Mientras que el PM inferior a $10 \mu\text{m}$, tiene origen por la resuspensión del suelo en carreteras, calles y sitios alterados; resuspensión de polvos industriales; construcción, combustión de carbón y petróleo, y pulverización oceánica (Kelly & Fussell, 2012; Kim et al., 2015). En ambientes

urbanos, las emisiones de vehículos a motor constituyen la fuente más significativa de partículas finas y ultrafinas (Kalaierasan, Balasubramanian, Cheong, & Tham, 2010).

El material biológico, como bacterias, polen y esporas, también se puede encontrar en la fracción gruesa. Las partículas de dicha fracción pueden transportar partículas de tamaño más pequeño en su superficie. La fracción gruesa se produce generalmente por procesos mecánicos como la erosión eólica y la abrasión (Casseo & Lippmann, 2011).

En el cantón Cuenca, el PM_{10} y $PM_{2.5}$ proviene en mayor porcentaje del tráfico vehicular, seguido por las ladrilleras y la central térmica, sin embargo, existen varias fuentes que aportan en menor medida, como se aprecia en la Tabla 1.

Tabla 1. Fuentes de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el cantón Cuenca.

Fuente	PM_{10}	$PM_{2.5}$
Tráfico vehicular	55,60 %	42,40 %
Industrias	5,10 %	5,70 %
Térmica	7,10 %	11,30 %
GLP doméstico	0,60 %	1,00 %
Ladrilleras	24,60 %	38,50 %
Erosión eólica	6,70 %	1,10 %

Fuente: Parra (2016).

2.1.1.3. Procesos de formación

Se distinguen tres tipos de fuentes de acuerdo a cómo el PM se encuentra en el medio. La fuente primaria, donde el PM procede tras la liberación inmediata de las partículas en la atmósfera, encontrándose estrechamente relacionadas con las fuentes naturales; secundaria, a partir de gases trazas, conocidos como precursores, los que reaccionan en la fase gaseosa para formar productos de volatilidad y reactividad diferente; y terciaria, haciendo referencia a la fase de nube donde se absorben gases que posteriormente se procesan químicamente y también se adhieren a los aerosoles primarios o forman nuevos agregados, que básicamente consisten en una mezcla entre las fuentes primarias y secundarias (Bonn, 2010; Limbeck & Puls, 2011).

Las partículas gruesas primarias, generalmente se forman por procesos mecánicos e incluyen partículas de fuentes naturales y partículas de origen antropogénico como las cenizas y hollín. Por otro lado, las partículas finas primarias se emiten, desde la fuente, como partículas o vapores que se condensan rápidamente para formar partículas ultrafinas

o en modo núcleo; esto incluye el hollín de los motores diésel, una gran variedad de compuestos orgánicos condensados a partir de la combustión incompleta, y compuestos de arsénico (As), selenio (Se), zinc (Zn), etc. que se condensan a partir del vapor formado durante la combustión o la fundición (Casseo & Lippmann, 2011; U.S. EPA, 2004).

El PM secundario está formado por reacciones químicas de gases libres, adsorbidos o disueltos. La mayoría del PM fino secundario se forma a partir de vapores condensables generados por reacciones químicas de los precursores en fase gaseosa. Los procesos de formación secundaria pueden dar como resultado la generación de nuevas partículas o la adición de PM a partículas preexistentes. La mayoría del sulfato, nitrato y una porción de compuestos orgánicos, en las partículas atmosféricas, se forman por reacciones químicas que ocurren en la atmósfera (U.S. EPA, 2004).

2.1.2. Composición química

Su composición puede cambiar con el tiempo y la ubicación, debido a las variaciones en las características de las fuentes. Sin embargo Fuzzi *et al.* (2015), manifiestan que los componentes químicos principales del PM son: iones inorgánicos (especialmente nitrato, sulfato y amonio), polvo mineral, sal marina y aerosol carbonoso (carbono orgánico y elemental).

Las partículas emitidas por fuentes de combustión, contienen una fracción significativa de carbono no volátil debido a la combustión incompleta. Dependiendo del contenido de azufre del combustible, las partículas emitidas por dichas fuentes pueden contener una fracción significativa de sulfato. Además, el nitrato de amonio también se ha medido como una fracción menor de las emisiones de diversas fuentes de combustión. Sin embargo, la formación secundaria de sulfato, amonio y nitrato en el aire ambiente suele ser mucho mayor que sus emisiones primarias (Liang, 2013).

El PM_{2,5}, emitido por diversas fuentes, tiene composiciones elementales características. Por ejemplo: la industria del metal contiene fracciones significativas de metales pesados como cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), As, níquel (Ni) y Zn; mientras que el perfil de combustión de carbón contiene fracciones significativas de aluminio (Al) y fósforo (P), además de silicio (Si), hierro (Fe), calcio (Ca), potasio (K) y titanio (Ti); por otro lado, los perfiles de combustión de biomasa, combustión de combustibles fósiles y emisiones industriales poseen una fracción significativa de K; así mismo el perfil de desgaste de los

frenos contiene fracciones significativas de Fe, magnesio (Mg), Si y bario (Ba) (Liang, 2013).

El PM, especialmente la fracción fina, a menudo contienen hidrocarburos aromáticos policíclicos, dibenzo-p-dioxinas policloradas y dibenzofuranos, bifenilos policlorados y metales pesados (Barima et al., 2016). Las partículas finas y ultrafinas generalmente se originan en procesos de combustión, como el escape de un motor o incendios forestales, y consisten en compuestos carbonosos y metales de transición como vanadio (V), Ni y Zn. La fracción fina de PM tiene componentes variables como: iones inorgánicos, como los iones hidrógeno (H^+), amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) y sulfato (SO_4^{2-}); carbono elemental (CE); compuestos de carbono orgánico (CO); elementos traza; y agua. Los constituyentes de fracción gruesa de PM se originan principalmente de la corteza, por lo que consiste en óxidos insolubles de Si, Ca, Al, Fe y K (Casseo & Lippmann, 2011).

En general, las partículas finas y ultrafinas están compuestas principalmente por partículas con un núcleo de carbono que contiene una variedad de metales, compuestos orgánicos y partículas secundarias. El área de superficie del núcleo de carbono elemental se incrementa considerablemente por su naturaleza porosa, lo que aumenta considerablemente la probabilidad de adsorción de sustancias en el aire tales como compuestos orgánicos (Limbeck & Puls, 2011).

2.2. PM y efectos en la salud

Las características físicas de las partículas determinan en qué parte del sistema respiratorio es más probable que sean depositadas. Las partículas menores a $10\ \mu m$ son inhalables. Las partículas gruesas y parte de las finas, en el rango de $0,5\ \mu m - 2,5\ \mu m$, son usualmente depositadas en las partes extratorácicas y traqueobronquiales del sistema pulmonar. Partículas menores a $1\ \mu m$ pueden penetrar en los alvéolos pulmonares y terminar en los espacios intersticiales del tejido pulmonar alveolar (Kalaivasan et al., 2010; Weber et al., 2014).

Numerosos estudios han relacionado la exposición al PM con una variedad de problemas, como: muerte prematura en personas con enfermedad cardíaca o pulmonar, ataques cardíacos no fatales, latido irregular del corazón, asma agravado, disminución de la función pulmonar, y aumento de los síntomas respiratorios, como irritación de las vías respiratorias, tos o dificultad para respirar (Cheremisnoff, 2016). Evidenciando la relación entre el PM y

el daño pulmonar, principalmente por el contenido de metales en éste. Se sabe que los compuestos orgánicos conducen a mutaciones e incluso causan cáncer. Además, que los materiales de origen biológico, como las esporas de hongos y el polen, inducen una variedad de respuestas alérgicas. Los iones de sulfato y nitrato conducen a un deterioro significativo del tracto respiratorio debido a su potencial ácido. El material carbonoso en el núcleo de la partícula puede por sí solo provocar irritación y daño pulmonar después de la exposición crónica (Liang, 2013).

2.3. Deposición de partículas atmosféricas

Una combinación de procesos remueve las partículas de la atmósfera hacia la superficie de la tierra. Existen dos vías principales de deposición: deposición húmeda y deposición seca. La deposición seca es el proceso de eliminación, mediante el cual las partículas son absorbidas por las superficies expuestas, mientras que, en el proceso de deposición húmeda, las partículas primero deben incorporarse a los hidrometeoros y luego pasar a la superficie mediante precipitación (Pellerin et al., 2017).

En la deposición húmeda, la lluvia, nieve y neblina son las encargadas de recoger las partículas de la atmósfera y depositarlas en el suelo (Beckett, Freer-Smith, & Taylor, 2000). Parte de la deposición húmeda, la conforman la bruma arrastrada por el viento y la niebla, las cuales no son registradas por los pluviómetros y han sido llamadas como deposición oculta. Por otra parte, la deposición seca, describe la eliminación combinada de partículas atmosféricas por acción de la gravedad, movimiento browniano, impacto e intercepción directa. A pesar de que ambas remueven las partículas, si bien la deposición húmeda elimina las partículas que se encuentran a mayor altitud en la atmósfera, lo más probable es que represente menos deposiciones totales que la deposición seca (Grantz et al., 2003; Prajapati, 2012).

La transferencia de partículas a la superficie vegetal depende de factores referentes a las propiedades de las partículas, características del medio y de la vegetación. Algunos de los factores más importantes en la deposición seca son la distancia a la fuente, velocidad del viento, temperatura, humedad, diámetro aerodinámico del aerosol, pubescencia y forma de la hoja, densidad de las plantas; en la deposición húmeda factores como temporalidad y duración de la precipitación, reactividad y solubilidad del aerosol, índice de área foliar; mientras que, en la deposición oculta, dichos factores se combinan (Grantz et al., 2003).

Jeanjean *et al.* (2016), demuestran el papel que desempeña el viento en la eficacia de retención de partículas. Sostienen que en lugares con velocidades de viento promedio superiores a 2 m/s necesitan mayor número árboles, favoreciendo a la dispersión y deposición de partículas, especialmente de $PM_{2.5}$; mientras que, entornos con velocidades por debajo de 2 m/s, necesitan una densidad significativa de árboles para disminuir la rapidez de las corrientes de aire e incrementar el atrapamiento de $PM_{2.5}$.

2.3.1. Deposición húmeda

Durante los eventos de precipitación los flujos de deposición húmeda exceden a los flujos de deposición seca, en órdenes de uno a cuatro. La deposición húmeda es más eficiente para partículas finas de origen atmosférico (secundario) y elementos como Cd, Cr, Pb, Ni y V. Sin embargo, las propiedades superficiales de las hojas, como la humectabilidad, la exposición y la rugosidad, influyen fuertemente en la retención de líquidos. Además de que la aerodinámica vegetal y la orografía de la zona, se relacionan con los niveles de deposición húmeda y la velocidad de secado foliar luego de la deposición, influyendo en el tiempo de residencia del PM disuelto (Prajapati, 2012).

La carga química del material depositado en seco, atrapado en el dosel, se combina con el material recién depositado en húmedo, para su transferencia al suelo. Las concentraciones de partículas suspendidas y disueltas generalmente son más altas al comienzo del evento de precipitación y disminuyen con su duración (Prajapati, 2012). Al depositarse en el suelo, los procesos naturales descomponen los componentes orgánicos del PM, mientras que los componentes inorgánicos se acumulan en el suelo y la solución del suelo (Dzierżanowski et al., 2011).

2.3.2. Deposición seca

La deposición seca constituye un importante camino para la transferencia de polutantes desde la atmósfera hacia superficies naturales (como: árboles, pasto, cultivos, cuerpos de agua, edificios, seres humanos y suelo). Este proceso puede ser descrito en tres pasos: i) transporte aerodinámico, ii) transporte de la capa límite y iii) captación por el receptor (Mariraj Mohan, 2016).

La deposición seca depende de las condiciones de dispersión atmosférica (velocidad del viento, flujo de calor, estabilidad), de las características de las partículas (densidad, tamaño) y de las propiedades de la superficie de la cubierta terrestre (rugosidad) (Connan et al.,

2018). La orientación de la hoja, la edad, la rugosidad y la humectabilidad de la superficie foliar influyen en la interceptación del polvo y la retención. La fuerza y constancia del viento, la porosidad de la vegetación con respecto al movimiento del aire también afecta la retención de polvo. La tasa de deposición seca de partículas atmosféricas, hacia plantas y al suelo, es mucho más lenta en comparación con la deposición húmeda u oculta; sin embargo, actúa casi continuamente y afecta a todas las superficies expuestas (Pellerin et al., 2017).

2.4. Vegetación y calidad del aire

La vegetación es usada como servicio ecosistémico que permite mejorar la calidad del aire, debido a su capacidad para capturar efectivamente gases, partículas y aerosoles. Actúan como filtros que retienen partículas en la superficie de sus hojas (Shi, Zhang, An, Yin, & Xia, 2017), constituyendo una forma de mejorar la calidad del aire, en zonas urbanas y áreas industriales donde, en ocasiones, el PM excede los límites permisibles, causando serias afecciones a la salud (McDonald et al., 2007).

La capacidad de las plantas para capturar y retener partículas atmosféricas nace de la interacción entre las partículas y la superficie de las plantas, lo que se encuentra en función de factores como la geometría superficial, filotaxia, características epidérmicas y cuticulares, pubescencia foliar y altura y dosel de los árboles (Petroff et al., 2008; Prajapati, 2012). El gran área foliar total de los árboles, los convierte en el tipo de vegetación más eficaz para la retención de partículas (McDonald et al., 2007).

Los árboles pueden reducir las concentraciones de la pluma de amoníaco por deposición hacia sus cutículas y por absorción estomática (Yan, Lin, Zhou, Ma, & Pickett, 2016). En Estados Unidos, se ha estimado una remoción anual de PM por acción de árboles urbanos en 711000 ton (Nowak, Crane, & Stevens, 2006). Dochinger (1980), comprobó que las plantaciones de árboles, en zonas urbanas y rurales, son efectivas para reducir la cantidad de PM en la atmósfera. Concluyendo que los árboles de hoja caduca pueden reducir polvo en un 30 % (rural) y 27 % (urbana), mientras que el rol en la interceptación de partículas suspendidas totales, en árboles de hoja caduca es 11 % (rural) y 9 % (urbano), y para coníferas es del 13 % en ambos sitios. Además, las hojas más pequeñas y de formas complejas, poseen mayor potencial para capturar y retener partículas (Weerakkody, Dover, Mitchell, & Reiling, 2018).

2.4.1. Vegetación y retención de partículas

La superficie de la hoja afecta la capacidad de la planta para capturar partículas. El grado de retención y resuspensión de PM varía según la especie de la planta, resaltando la importancia de las características de la hoja y la microestructura de la superficie, así como la composición química y la estructura de la capa de la cutícula (es decir, la variabilidad de la cera, responsable de la hidrofobicidad de la cutícula, grosor de la cutícula, morfología y alternancia de la estructura con la edad). Las propiedades de la superficie de la hoja, especialmente la humectabilidad de la hoja, constituyen factores reguladores que afectan la capacidad de captura de PM a nivel de la hoja (Zhang, Zhiang, Meng, & Zhang, 2018).

Las microestructuras de las superficies de las hojas desempeñan un papel importante en la captura de PM. Liu, Cao, *et al.* (2018), encontraron diferencias evidentes entre las microestructuras foliares de varias especies de árboles y sus capacidades y eficiencias para retener PM. Concluyendo el PM, especialmente de diámetros pequeños, puede adherirse fuertemente a las hojas con tricomas, sin embargo, si bien características como surcos poco profundos y crestas bajas ampliamente extendidas, pueden retener fracciones grandes de PM, sucede lo contrario con las partículas de diámetro pequeño, haciendo que sean fácilmente eliminables con la lluvia o el viento. En la Tabla 2 se encuentran descritas las características microscópicas de las hojas de las dos especies.

Tabla 2. Estructura microscópica de las hojas de dos especies.

Especies	Características de la hoja			
	Cera epicuticular	Cutícula	Epidermis	Estomas
<i>Salix matsudana</i>	Superficial	Lisa y poco densa	Fluctuación obvia y pelos	Grandes y pequeños
<i>Populus tomentosa</i>	Apenas visible	Rugosa y clara	Sin pelos y surcos	Pequeños y radiales

Fuente: Zhang *et al.* (2018).

Leonard, McArthur, & Hochuli (2016), manifiestan que la acumulación de PM es mayor en las hojas con pelos. Algunas de las razones podrían ser que éstos aumentan el área de interceptación de PM, dificultan el desplazamiento de las partículas con el movimiento de las hojas, además de crear polaridad en la superficie y que su hidrofobicidad puede ayudar a atraer partículas cargadas (metales presentes en el PM).

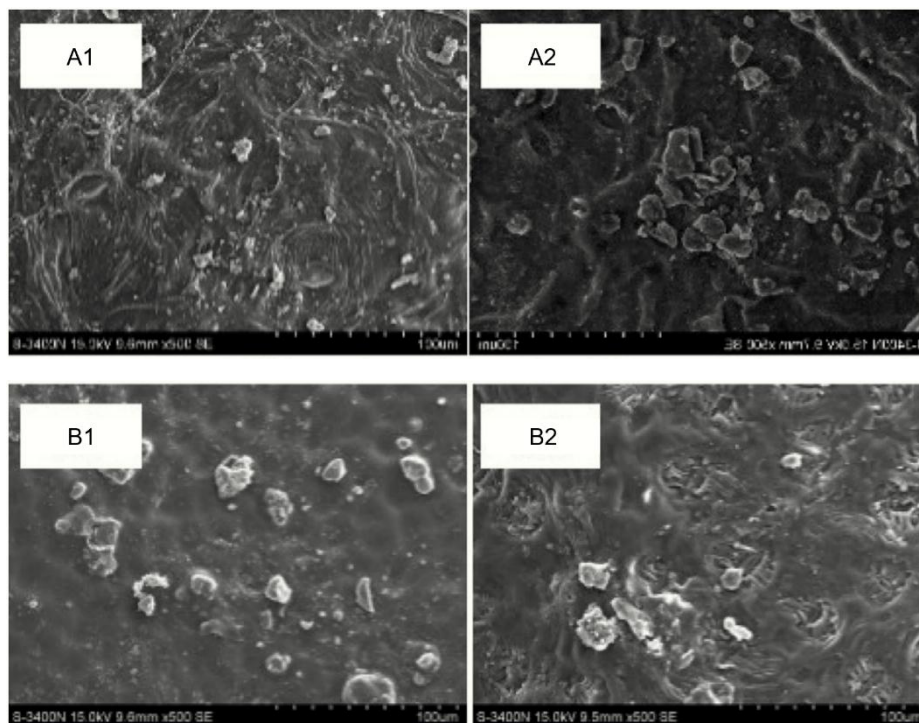


Figura 2. Micrográficas electrónicas de barrido de *Salix matsudana* (A) y *Populus tomentosa* (B) de la superficie adaxial (1) y abaxial (2) de sus hojas.

Fuente: Shi *et al.* (2017).

No se encontró información bibliográfica de cómo las características de las hojas, de las especies empleadas en este estudio, influyen en la capacidad de capturar PM. Los casos más similares reportados son *Salix matsudana* y *Populus tomentosa*. Los resultados de Zhang *et al.* (2018), evidencian que características como la densidad de estomas y el contenido de ceras en la cutícula influyen en la capacidad de captura de PM, en el caso específico de *S. matsudana* y *P. tomentosa*, la principal característica que interviene es la rugosidad de la hoja. Algunas características microscópicas de estas especies se detallan en la Tabla 2 y se visualizan en la Figura 2.

2.4.2. Métodos de determinación de PM retenido por la vegetación

Las concentraciones numéricas de PM en varios rangos de tamaño pueden monitorearse empleando métodos de luz y eléctricos, mientras que es posible medir las concentraciones en masa, en ciertos rangos de tamaño, a través de métodos de filtrado (Liang, 2013).

Existen diferentes técnicas que permiten estimar la cantidad de partículas capturadas por la vegetación, como: comparaciones entre las mediciones de la caída de partículas en el



área del dosel y el espacio abierto; modelamiento basados en la probabilidad de captura, en la trayectoria de las partículas y parámetros relacionados a la estructura del follaje; e incluso modelaciones con base en la velocidad de deposición (Dochinger, 1980; Weerakkody, Dover, Mitchell, & Reiling, 2017). A pesar de estas alternativas, el método gravimétrico, es frecuentemente usado (Weerakkody et al., 2017).

El método gravimétrico, también conocido como método de limpieza de hoja, separa y cuantifica la fracción insoluble de PM adsorbido en éstas, dividiendo al PM en clases de acuerdo a su diámetro específico. Las hojas son lavadas utilizando un solvente, el líquido procedente es filtrado y su residuo pesado. Es un método generalmente usado para cuantificar las diferencias de retención de PM entre especies (Yan et al., 2016).

Recientemente se ha aplicado el método de limpieza ultrasónica, debido a que presenta ventajas como su alta velocidad y poco daño a la superficie foliar. Liu, Zhang, *et al.* (2018), proponen este método como complemento a los métodos tradicionales de lavado y barrido de hoja para así asegurar la remoción completa de PM.

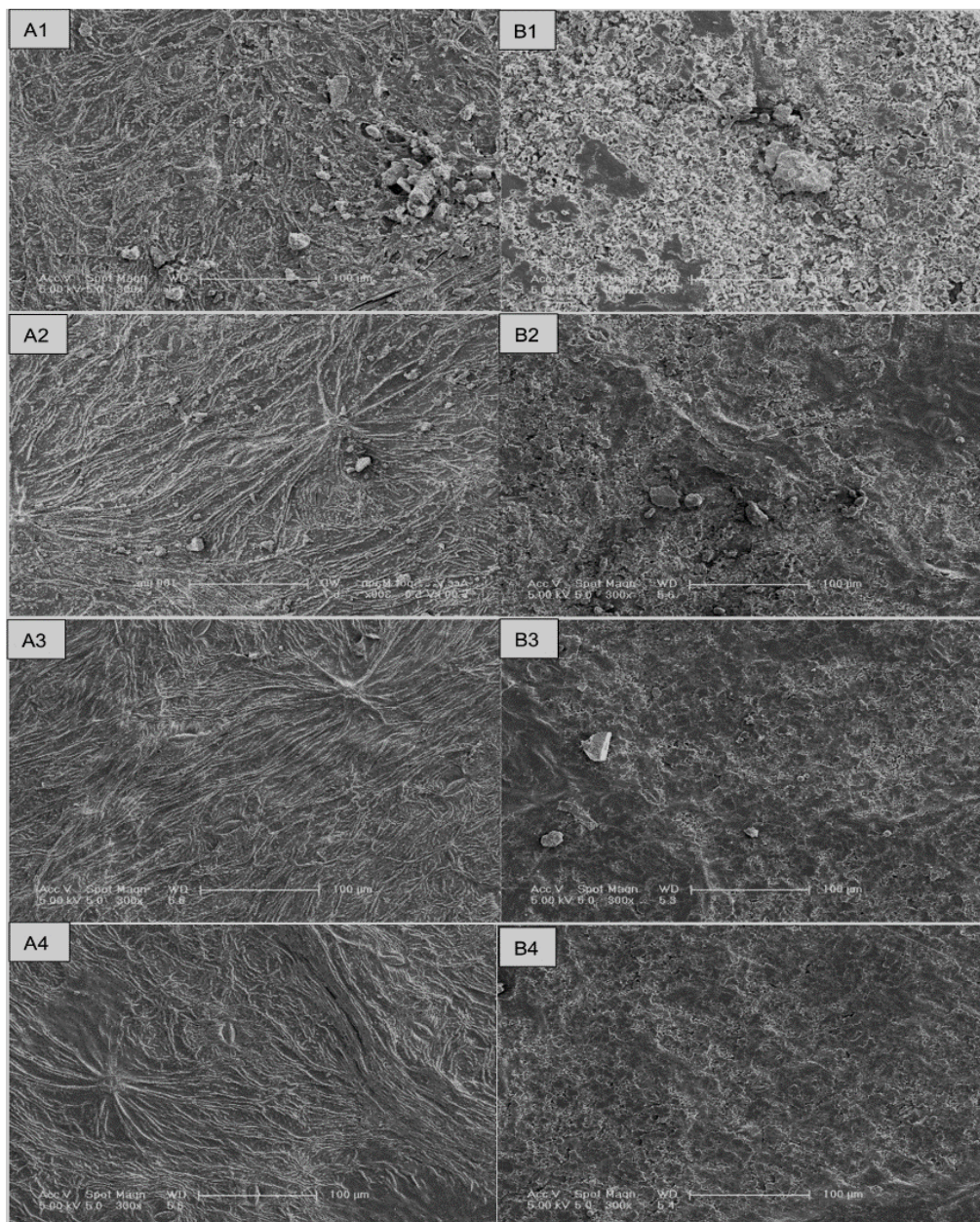


Figura 3. Residuos de PM en las hojas de *Salix babylonica* luego de diferentes pasos de elución. A y B representan la superficie adaxial y abaxial. Los números representan los diferentes pasos de elución, 1: sin limpieza; 2: limpieza con agua; 3: limpieza con agua + limpieza con cepillo; 4: limpieza con agua + limpieza con cepillo + limpieza ultrasónica.
Fuente: Liu, Zhang, et al. (2018).

En la Figura 3, se evidencian las microfotografías de las hojas de *Salix babylonica* después de diferentes pasos de elución, (1) sin limpieza, (2) limpieza con agua, (3) limpieza con agua + limpieza con cepillo y (4) limpieza con agua + limpieza con cepillo + limpieza ultrasónica, corroborando que si solo se aplicara la limpieza con agua en las hojas limpias (2) se subestimaría entre el 69 y 65% del PM en la superficie foliar, conjuntamente,



demostrando que, en condiciones naturales, solo una pequeña parte de PM podría ser eluido por la lluvia. Cuando la limpieza con agua + limpieza con cepillo, se aplicaron a hojas limpias (3), el porcentaje de elución de PM también se subestimaría en un 41 y 36 %. Para una cuantificación imparcial y precisa del PM retenido por las hojas, es necesario agregar la limpieza ultrasónica (4) al método convencional de limpieza de hojas.

3. METODOLOGÍA

3.1. Cálculo de muestra

Lin (1992), diseñó un **método estadístico** para medir el grado de acuerdo entre dos variables, denominado Coeficiente de Correlación y Concordancia. Debido a que esta investigación forma parte de los *estudios de comparación o concordancia de métodos*, se utilizó el CCC de Lin, el cual establece el tamaño de muestra, tomando como referencia la Tabla 3.

A partir de la cual se asumió, en condiciones ideales, una pequeña variación entre ambos métodos, es decir que el método de barrido de hoja tendría una precisión del 99 % ($\rho = 0,995$). Además, se consideró aceptable una pérdida de precisión del 2 % ($x = 0,02$), un cambio de ubicación del 25 % ($u = 0,25$) y un cambio de escala del 0 % ($v = 1,0$). Resultando un mínimo aceptable (ρ_c) de 0,955. De tal modo, se necesitó de **10 muestras pareadas** para controlar las tasas de error al 5 %.

Tabla 3. *Tamaño de muestra necesario dada la precisión (ρ^2) para detectar sesgos (u y/o v) y/o pérdida de precisión (x); $\alpha = \beta = ,05$.*

Precisión (ρ^2): Ha: o ρ				,95		,96		,97		,98		,99		
				,975		,980		,985		,990		,995		
x	u	v	C _b	$\rho_{c,a}$	n	$\rho_{c,a}$	n	$\rho_{c,a}$	n	$\rho_{c,a}$	n	$\rho_{c,a}$	n	
,00	,000	,9	,994	,969	1029	,974	669	,979	389	,984	184	,989	58	
		,8	,976	,951	72	,956	50	,961	33	,966	19	,971	9	
	,125	1,0	,992	,967	653	,972	440	,977	269	,982	138	,987	48	
		,9	,987	,962	246	,967	170	,972	108	,977	60	,982	25	
		,8	,968	,944	56	,949	41	,954	28	,958	18	,963	10	
	,250	1,0	,970	,945	69	,950	50	,955	33	,960	20	,965	10	
		,9	,965	,940	55	,945	40	,950	28	,955	18	,960	10	
		,8	,947	,923	31	,928	24	,932	18	,937	12	,942	8	
	,01	,000	1,000	,970	1234	,975	833	,980	507	,985	259	,990	91	
			,9	,994	,964	324	,969	221	,974	138	,979	74	,984	30
			,8	,976	,946	57	,951	41	,956	28	,961	17	,966	9
		,125	1,0	,992	,962	271	,967	190	,972	123	,977	69	,982	30
			,9	,987	,957	146	,962	104	,967	69	,972	41	,977	20
			,8	,968	,939	47	,944	35	,949	25	,954	16	,958	10

	,250	1,0	,970	,940	57	,945	42	,950	30	,955	19	,960	10
		,9	,965	,935	47	,940	35	,945	25	,950	17	,955	10
		,8	,947	,918	29	,923	22	,928	17	,932	12	,937	8
,02	,000	1,0	1,000	,964	362	,970	253	,975	162	,980	90	,985	38
		,9	,994	,959	171	,964	121	,969	79	,974	46	,979	21
		,8	,976	,941	47	,946	35	,951	25	,956	16	,961	9
	,125	1,0	,992	,957	158	,962	114	,967	76	,972	46	,977	22
		,9	,987	,952	101	,957	74	,962	51	,967	31	,972	16
		,8	,968	,934	40	,939	31	,944	22	,949	15	,954	9
,250	1,0		,970	,935	49	,940	37	,945	27	,950	18	,955	10
		,9	,965	,930	41	,935	32	,940	23	,945	16	,950	9
		,8	,947	,913	27	,918	21	,923	16	,928	12	,932	8

Fuente: Lin (1992).

Donde:

- Precisión (p) es la dispersión de los valores procedentes de mediciones repetidas de una magnitud.
- Pérdida de precisión (x), también llamada pérdida de fiabilidad, es el error aleatorio procede de las diferencias entre el valor real y sus estimaciones, debido, en esencia, a variaciones en el muestreo.
- Cambio de ubicación (u), indica en qué punto del eje horizontal se centra el gráfico, en relación con el modelo normal estándar. En este caso, la gráfica está centrada 25% a la derecha desde el centro de la curva.
- Cambio de escala (v), estira o comprime un gráfico, se utiliza con los parámetros de ubicación para determinar la forma y ubicación de una distribución.
- Mínimo aceptable del coeficiente de correlación y concordancia ($\rho_{c,a}$).

3.2. Selección de especies

Dentro de los criterios para la selección de las especies muestreadas, se tomó en cuenta aquellas de carácter arbóreo, debido a que poseen gran área foliar, lo que les permite retener mayor cantidad de PM, en comparación con especies más pequeñas y arbustivas (Yan et al., 2016).

La ubicación de las especies con relación a la fuente de emisión de partículas es un parámetro fundamental (Freer-Smith, El-Khatib, & Taylor, 2004). A causa de que en el cantón Cuenca, el PM_{10} y $PM_{2.5}$ provienen principalmente del tráfico vehicular (55,60 % y 42,40 %, respectivamente) (Parra, 2016), se lo consideró como un factor preponderante, por lo que las especies muestreadas deberían encontrarse en estrecha relación con este.

In situ, se verificó la disponibilidad de individuos, de la misma especie, sometidos a condiciones similares de exposición al tráfico vehicular. Considerando que la aplicación del CCC de Lin, requiere de medidas repetidas de una misma magnitud (en este caso PM, en diferentes fracciones), con variación mínima.

Además, como manifiestan Ottelé, van Bohemen, & Fraaij (2010), la recolección de muestras debe realizarse a una altura comprendida entre 0,60 m y 2 m desde el nivel del suelo, pues a dicha altura, no se encuentran diferencias significativas de acumulación de PM. Por lo que la altura a la que se encontraban las hojas fue otro parámetro considerado.

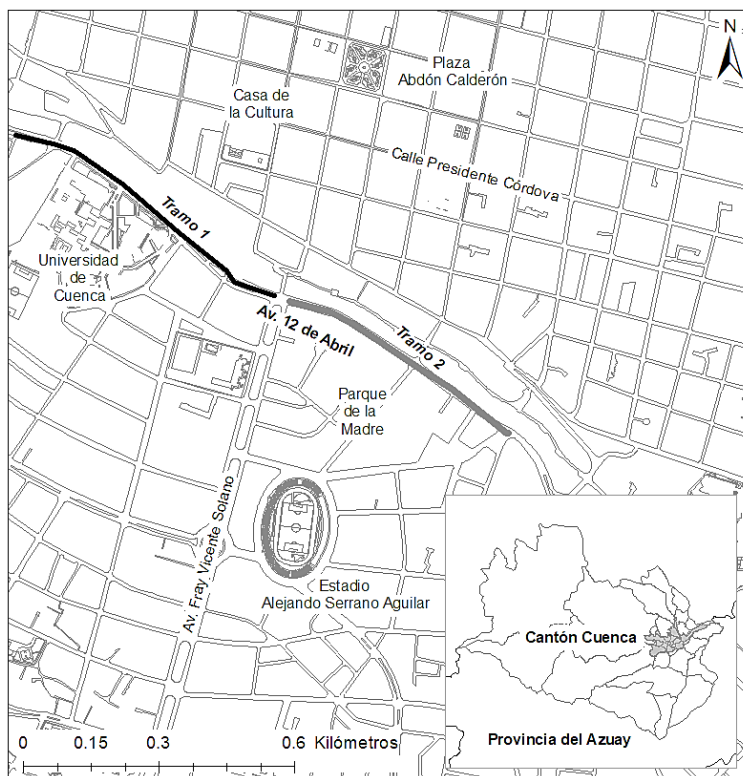


Figura 4. Tramos identificados dentro de la Av. 12 de Abril.
Fuente: Autores.



Es así como se identificaron dos tramos en la Av. 12 de Abril (ver **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), donde se encuentran individuos de las especies *Salix humboldtiana* (Sauce) y *Populus balsamifera* (Álamo). Cabe mencionar que la Av. 12 de Abril es considerada una de las avenidas arteriales, colectoras y locales de flujo vehicular más concurridas en la ciudad de Cuenca (Proaño & Barahona, 2017). El Tramo 1, de cuatro carriles, inicia en la intersección de la Av. Loja, finalizando en la intersección con la Av. Fray Vicente Solano, con una intensidad media vehicular diaria de 22000 a 37495 (Dirección Municipal de Tránsito, 2015), donde se encuentran individuos de la especie *S. humboldtiana*, originaria de Centro y Sur América. Mientras que el Tramo 2, dos carriles, continúa desde el punto final del primer tramo hasta el parque de La Madre, disponiendo de una intensidad media vehicular diaria de 12174 a 22000 (Dirección Municipal de Tránsito, 2015), donde se sitúan individuos de *P. balsamifera*, la cual es una especie introducida en la zona, proveniente de Norteamérica.

En las tres avenidas mencionadas se produce una elevada transferencia de circulación vehicular, constituyendo parte de los principales ejes urbanos dentro de la ciudad (Moyano & V, 2013).

3.2.1. Características de las especies

Las especies seleccionadas pertenecen a la misma familia, sin embargo, difieren en la forma y tamaño de sus hojas. Estas diferencias fisiológicas de las dos especies, en conjunto con la cercanía a la fuente de emisión de partículas, crean dos escenarios diferentes de análisis.

P. balsamifera

Sus nombres comunes son chopo negro o álamo. Es un árbol caducifolio originario de Norteamérica, comúnmente situado en las riberas y orillas de los ríos. Puede llegar a medir hasta 40 m de altura, con un DAP de 20 cm (Ver Figura 6). Su corteza es surcada de color gris oscuro. Produce una resina roja y fragante. Su hoja es resinosa, ovada a lance-ovada, serrada, con una base cuneada a redondeada (Ver Figura 5) (Minga & Verdugo, 2016; New York Botanical Garden, s. f.-a).



Figura 5. Hojas de la especie *P. balsamifera*.
Fuente: New York Botanical Garden (s. f.).



Figura 6. Fotografía de un individuo de la especie *P. balsamifera*.
Fuente: Autores

***S. humboldtiana* Wild**

Llamada comúnmente como sauce. Posee alturas que van desde los 5 hasta 12 m, con un diámetro de 50 cm (Ver Figura 8). El tronco es tortuoso con corteza agrietadas, además de una amplia copa irregular. Sus hojas son angostas de bordes acerrados, con tamaño laminar de 6 x 0.6 cm a 13 x 0.8 cm, con un follaje característico de color verde claro (Ver Figura 7). Se encuentra ampliamente distribuido en México, Centro y Sur América, siendo una especie dominante en la zona urbana de Cuenca (Minga & Verdugo, 2016).



Figura 7. Hojas de la especie *S. humboldtiana*.

Fuente: New York Botanical Garden (s. f.-c).



Figura 8. Fotografía de un individuo de la especie *S. humboldtiana*.

Fuente: Autores.

3.3. Sitio de estudio y puntos de muestreo

El sitio de estudio, dos tramos de la Av. 12 de Abril, se ubicó dentro de la zona urbana de la ciudad de Cuenca, perteneciente a la provincia del Azuay, al centro sur del Ecuador. Esta ciudad se encuentra a una altitud media de 2550 m.s.n.m., atravesada por los ríos Tomebamba, Tarqui, Yanuncay y Machángara, con una extensión de 72,32 km².

El primer muestreo fue ejecutado en las fechas comprendidas entre los días 09 de noviembre al 18 de diciembre de 2018 y desde el día 12 al 23 de noviembre del mismo año para las especies de *S. humboldtiana* y *P. balsamifera* respectivamente. Sus coordenadas y tamaño de muestra se encuentran en los Anexos E y F. También se ejecutó una réplica de las especies, correspondiente al segundo muestreo para *P. balsamifera* que inició el día 29 de noviembre del 2018 y finalizó el 08 de enero del 2019. Por otra parte, entre las fechas del 09 al 17 de enero del 2019 se realizó el segundo muestreo de la especie *S. humboldtiana*. Se puede apreciar a detalle las fechas específicas en las que se realizaron los muestreos en los anexos mencionados. Cada muestra fue de aproximadamente 25,5 g de hojas frescas, las que fueron guardadas en un sobre de manila, respectivamente etiquetadas y transportadas hacia el laboratorio.

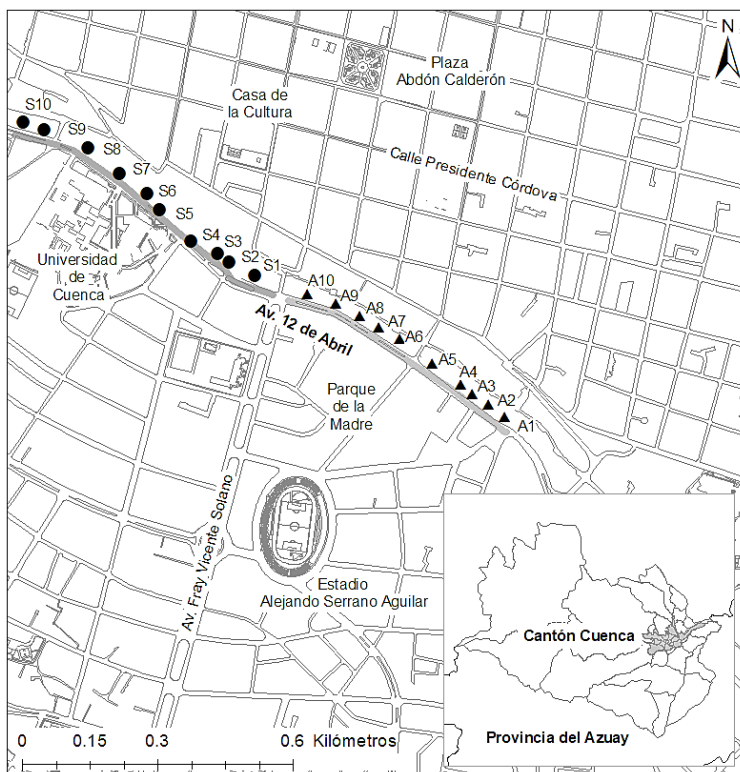


Figura 9. Puntos de muestreo de *P. balsamifera* (A1-A10) y *S. humboldtiana* (S1-S10) a lo largo de la Av. 12 de Abril.

Fuente: Autores

3.4. Determinación de material particulado

Todas las soluciones recibieron un filtrado previo con un tamiz Advantech de malla de 100 μm . Para ambos métodos se calcularon las fracciones grande, gruesa y fina de PM. Para el método A (lavado de hoja), estas fracciones correspondieron a PM_{100-10} , $\text{PM}_{10-2,5}$ y $\text{PM}_{2,5-0,2}$, mientras que en el método B (barrido de hoja), a PM_{100-10} , $\text{PM}_{10-2,5}$ y $\text{PM}_{<2,5}$. Por lo que, al ser diferente la fracción fina entre ambos métodos, éstas no se compararon.

Se utilizó papel filtro de marca Whatman con tamaño de poro de 10 μm (grado 91) y de 2,5 μm (grado 42), y filtro membrana de politetrafluoretileno (PTFE) de la misma marca, con tamaño de poro de 0,2 μm .

3.4.1. Método A: Técnica de lavado de hoja

El método estándar es el propuesto por Dzierżanowski *et al.* (2011), el cual consiste en la técnica de lavado de hoja. Las muestras fueron colocadas en 250 ml de agua destilada y

luego se agitaron, durante 90 segundos a 90 rpm para las muestras de *P. balsamifera* y durante 120 segundos a 120 rpm para las muestras de *S. humboldtiana*, en la prueba de jarras, y así remover las partículas de las superficies de las hojas. Se omitió el uso del agitador magnético debido a que en el proceso se observó que las hojas se rompían y desprendían células vegetales, combinándose con el PM de manera que podría afectar a la cuantificación del mismo en los posteriores análisis; por lo que en su lugar se utilizó el equipo de prueba de jarras. Este último equipo resultó ser menos agresivo con las hojas de las dos especies durante el proceso de lavado, puesto que, no se observó coloración de tonalidad verde que indica la presencia de células vegetales dentro del agua de lavado. El equipo de jarras genera delicados movimientos circulares en toda el área del recipiente que contiene las hojas a ser lavadas por lo cual todas las hojas están sometidas al lavado completo, a diferencia del agitador magnético que únicamente produce movimiento en el centro del recipiente. Al mismo tiempo las hojas luego de ser lavadas por el equipo de jarras, no presentaban daños en sus estructuras favoreciendo al secado temprano y al fácil escaneo de las mismas.

Los filtros fueron secados durante 30 min a 60 °C y estabilizados en una cámara desecadora durante 30 min más antes de su pesaje, a temperatura de 20 ± 5 °C y humedad relativa (HR) de 25 ± 5 %. Posteriormente, se ejecutaron tres filtraciones, equivalente a las tres fracciones de PM:

- i) PM grande: filtro retención de 10 μm
- ii) PM grueso: filtro de retención de 2,5 μm
- iii) PM fino: filtros de membrana de PTFE con retención de 0,2 μm .

Nuevamente, los filtros fueron secados y pesados, con el mismo procedimiento anterior, para así calcular la masa de PM en cada muestra.

Debido a que el objetivo del presente trabajo se centra en la retención en la superficie foliar, se omitió el paso de lavado de muestras utilizando cloroformo, para estimar la cantidad de PM contenido en las ceras.

3.4.2. Método B: Técnica de barrido de hoja

En contraste, el método a comparar es el planteado por Hong *et al.* (2015), donde se ejecuta el barrido de hoja. Las hojas muestreadas se sometieron a remojo, en agua destilada,

durante 1 hora. Luego, éstas se lavaron, utilizando 500 ml de agua destilada y un cepillo de cerdas ultra suaves de nylon.

El agua procedente de los pasos anteriores se combinó y se pesó (M_{T1}). Acto seguido, este líquido se agitó, del cual se extrajeron 25 ml en una caja Petri (M_{P1}) previamente ponderada. En un horno a 60 °C, el agua contenida en la caja Petri, fue evaporada hasta sequedad (M_{P2}). El PM suspendido total (M_{T2}) se calculó utilizando la ecuación (1).

$$M_{T2} = M_{P2} \times \frac{M_{T1}}{M_{P1}} \quad (1)$$

El líquido agitado restante se filtró secuencialmente utilizando filtros de 10 μm para la captura de PM grande ($M_{s>10}$) y de 2,5 μm para PM grueso ($M_{s2,5-10}$). Antes y después de pesar las muestras, los filtros se secaron, durante 2 horas a 60 °C, y estabilizaron durante 24 horas en un desecador de vidrio. Para determinar el total de PM en sus fracciones grande, gruesa y fina, se emplearon las ecuaciones (1)(2, (3 y(4, respectivamente.

$$M_{PM10} = M_{s>10} \times \frac{M_{T1}}{M_{T1} - M_{P1}} \quad (2)$$

$$M_{PM10-2,5} = M_{s2,5-10} \times \frac{M_{T1}}{M_{T1} - M_{P1}} \quad (3)$$

$$M_{PM<2,5} = M_{T2} - M_{PM10-2,5} \quad (4)$$

3.5. Cálculo del área foliar

Las hojas se secaron, posteriormente se escanearon para lo cual se usó la impresora Canon Pixma MP190 (Wang et al., 2015)

Luego, el área foliar de cada muestra fue estimada en el software Photoshop Cs6. La cantidad de PM acumulado se expresó por unidad superficial de hoja; debido a que el PM se obtuvo de la parte superior e inferior de las hojas, el área total foliar de cada muestra se duplicó (Chen et al., 2015).

3.6. Análisis estadístico

Las variables se analizaron a través de estadística descriptiva, para lo cual se usó el software IBM SPSS Statistics 22. Como primer paso, se analizó la normalidad de los datos aplicando el test Shapiro-Wilk. Debido a que no todos cumplieron con el supuesto de normalidad, posteriormente se aplicaron pruebas no paramétricas. Las diferencias entre muestreos, al tratarse de muestras dependientes, se determinó por medio de la prueba de Wilcoxon de los rangos con signo para muestras relacionadas. El grado de concordancia, o acuerdo, entre ambos métodos se estimó por medio del Coeficiente de Correlación y Concordancia de Lin (CCC), adicionalmente, se calculó el error relativo de las muestras.

3.6.1. Coeficiente de correlación y concordancia de Lin

El CCC propuesto por Lin (1989), o índice de reproductibilidad, evalúa qué tan lejos se desvían los datos observados por dos métodos u observadores, de una línea a partir del origen y a 45° en un plano cartesiano, que corresponde a la línea de perfecta concordancia. Combina una medida de precisión, representada por el coeficiente de correlación de Pearson y una medida de exactitud, representada por el coeficiente de corrección del sesgo. El CCC es más aceptable para evaluar la reproducibilidad en comparación con el coeficiente de correlación de Pearson, la prueba t pareada, el análisis de mínimos cuadrados de pendiente (= 1) e intersección (= 0), el coeficiente de variación y el coeficiente de correlación intraclase (H.-M. Lin & Williamson, 2015).

El CCC se calcula con la ecuación (5), donde $\hat{\rho}_c$ hace referencia al CCC, s_{xy} es equivalente a la covarianza, s es la varianza, \bar{x} y \bar{y} son los promedios del método A y B, respectivamente.

$$\hat{\rho}_c = \frac{2s_{xy}}{s_x^2 + s_y^2 + (\bar{x} - \bar{y})^2} \quad (5)$$

Tabla 4. Grado de concordancia de acuerdo al valor del coeficiente de Lin.

Grado de concordancia	Valor del CCC de Lin
Casi perfecta	> 0,99
Sustancial	0,95 a 0,99
Moderada	0,90 a 0,95
Pobre	< 0,90

Fuente: McBride *et al.* (2005).

El CCC será 1 cuando todos los puntos se encuentren exactamente en la línea de concordancia y disminuirá si la línea de mejor ajuste se aleja o cuando los puntos se aparten de dicha línea (Watson & Petrie, 2010). McBride *et al.* (2005), han calificado el grado de concordancia como se aprecia en la Tabla 4.

3.6.2. Error relativo

El error puede ser definido como la diferencia entre la medida exacta de una magnitud y el valor experimental. El error relativo, se calculó utilizando la ecuación (6).

$$E_p = \left| \frac{V_v - V_a}{V_v} \right| \times 100 \% \quad (6)$$

Donde: E_p es el error porcentual; V_v representa el error verdadero; y V_a equivale al valor aproximado.

4. RESULTADOS

4.1. Análisis de normalidad

Los resultados derivados del análisis de normalidad, ejecutado a través del test Shapiro-Wilk, se detallan en la Tabla 5. Los valores de significancia obtenidos en: i) *S. humboldtiana*, en el muestreo 1 para las fracciones de $PM_{2,5}$ (0,002) y $PM_{<2,5}$ (0,000), y en el muestreo 2 para $PM_{<2,5}$ (0,000); y en ii) *P. balsamifera*, muestreo 2 para $PM_{<2,5}$ (0,045); no siguen una distribución normal. Mientras que, las fracciones restantes en ambas especies, sí lo hacen; como PM_{10} en *S. humboldtiana* muestreo 1 (0,849) y en *P. balsamifera* muestreo 2 (0,936). Por lo que, a causa de las discrepancias encontradas entre métodos, en los siguientes análisis se utilizaron pruebas no paramétricas.

Tabla 5. Valores de significancia (p-valor) obtenidos en el test Shapiro-Wilk, aplicado a las diferentes fracciones de PM estimadas por ambos métodos.

Especie		Método A: lavado de hoja			Método B: barrido de hoja		
		PM_{10}	$PM_{2,5}$	$PM_{0,2}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	$PM_{<2,5}$
<i>S. humboldtiana</i>	1	0,849	0,642	0,062	0,123	0,002	0,000
	2	0,135	0,069	0,304	0,195	0,227	0,000
<i>P. balsamifera</i>	1	0,093	0,131	0,601	0,138	0,723	0,317
	2	0,936	0,465	0,422	0,216	0,210	0,045

Nota: primer (1) y segundo (2) muestreo.

Elaboración: Autores.

También se comprobó la normalidad de forma gráfica por medio de Q-Q plots, los cuales se encuentran especificados en el Anexo L y M, respectivamente. La Figura 10 permite corroborar lo mencionado en el párrafo anterior, es decir que en las fracciones $PM_{2,5}$ (0,002) y $PM_{<2,5}$ (0,000) de *S. humboldtiana* para el muestreo 1, no siguen un supuesto de normalidad, a diferencia del PM_{10} (0,123) que sí cumple.

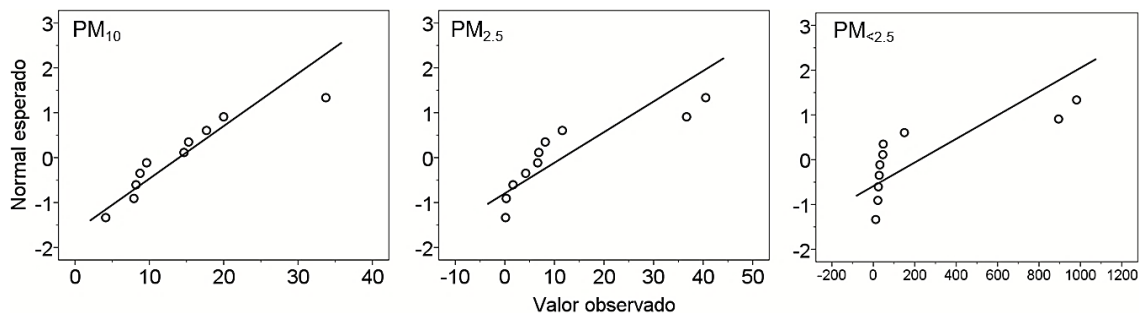


Figura 10. Q-Q plots de tres fracciones de PM capturados en *S. humboldtiana* en el muestreo 1, cuantificado a través del método B
Elaboración: Autores.

4.2. Material particulado capturado en la superficie foliar

Durante este trabajo se analizó una superficie foliar media de $2773,96 \pm 123,69 \text{ cm}^2$ en *S. humboldtiana* y $2265,87 \pm 148,99 \text{ cm}^2$ en *P. balsamifera*, encontrando diferentes valores de acumulación de PM en sus superficies foliares. A través de las medias de acumulación, especificadas en la Tabla 6, se evidencia que los valores variaron entre: muestreos, fracciones, especies y métodos.

Tabla 6. Fracciones de PM encontradas en *S. humboldtiana* (sauce) y *P. balsamifera* (álamo), a través de los métodos de lavado y barrido de hoja.

Especie	Método A: lavado de hoja			Método B: barrido de hoja			
	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM _{0,2}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM _{<2,5}	
S. <i>humboldtiana</i>	1	10,47±4,51	7,58±4,74	9,19±5,18	14,00±8,54	11,67±14,67	223,84±379,09
	2	16,09±6,37	6,34±3,86	3,22±1,58	13,93±5,23	9,45±5,78	131,25±222,21
P. <i>balsamifera</i>	1	16,63±12,37	5,52±2,56	2,85±1,25	17,04±12,80	4,76±1,78	130,05±132,97
	2	10,23±4,27	5,61±1,98	3,26±2,08	12,37±8,39	5,38±2,90	63,89±57,67

Nota: primer (1) y segundo (2) muestreo; todas las fracciones se encuentran medidas en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; medias de acumulación \pm desviación estándar.

Elaboración: Autores.

A pesar de que la media de acumulación varía entre muestreos, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas, como se detalla en la Tabla 7. La única excepción se observó en el PM_{0,2} en *S. humboldtiana* determinado a través del método A ($0,028$), en dicho caso, se encontraron mayores concentraciones en el muestreo 1 ($9,19 \pm 5,18 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) que en el 2 ($3,22 \pm 1,58 \mu\text{g}/\text{cm}^2$). Caso contrario, para la misma especie en el PM₁₀ ($0,959$) determinado a través del método B, en donde las medias de acumulación son similares ($14,00 \pm 8,54 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ y $13,93 \pm 5,23 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) en ambos muestreos.

Tabla 7. Valores de significancia (*p*-valor) obtenidos a través de la prueba de Wilcoxon de los rangos con signo para muestras relacionadas, para identificar diferencias de acumulación entre muestreos.

Especie	Método A: lavado de hoja			Método B: barrido de hoja		
	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM _{0,2}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM _{<2,5}
<i>S. humboldtiana</i>	0,203	0,508	0,028	0,959	0,959	0,508
<i>P. balsamifera</i>	0,508	0,721	0,878	0,575	0,508	0,074

Elaboración: Autores.

La **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y Figura 11 evidencian las medias de acumulación obtenidas a través del método A, en ambos muestreos, para las especies en estudio. No se identificaron diferencias de acumulación de PM entre *S. humboldtiana* y *P. balsamifera* en las fracciones PM₁₀ y PM_{2,5}, sin embargo, sí se encontró diferencia de acumulación de PM_{0,2} (0,019), en el muestreo 1. Corroborándose que la media de acumulación de PM_{0,2}, en dicho muestreo, es diferente entre *S. humboldtiana* ($9,19 \pm 5,18 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) y *P. balsamifera* ($2,85 \pm 1,25 \mu\text{g}/\text{cm}^2$).

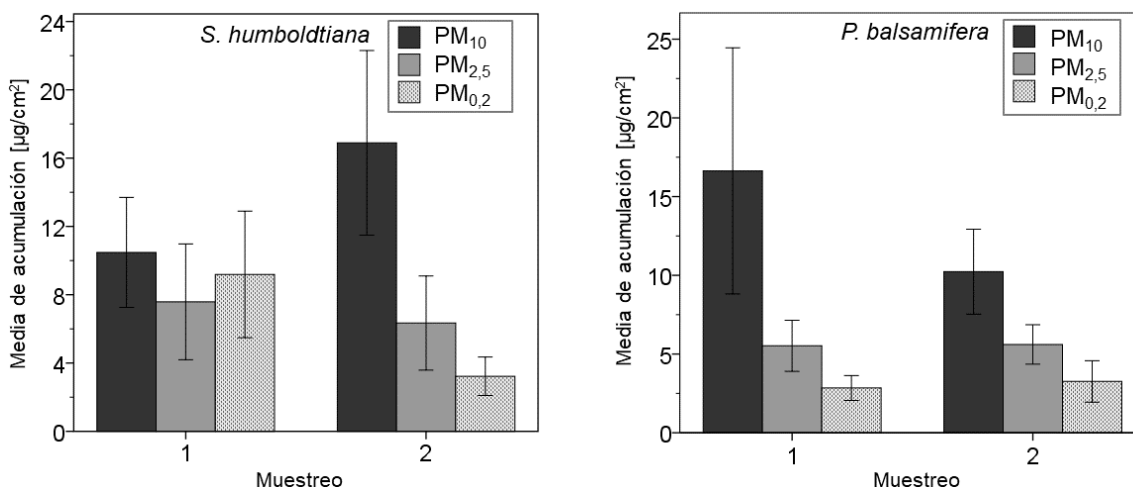


Figura 11. Media de acumulación de PM en *S. humboldtiana* y *P. balsamifera*, a través del Método A (lavado de hoja). Las barras verticales representan el error estándar.

Elaboración: Autores.

Las medias de acumulación obtenidas por medio del método B, se muestran en la Figura 12 y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** En el muestreo 1 no se encontraron diferencias de acumulación estadísticamente significativas entre especies. Mientras que en el muestreo 2, no existen diferencias entre *S. humboldtiana* y *P. balsamifera* en la captura y acumulación de PM_{2,5} y PM_{<2,5}, al contrario de su capacidad

para PM_{10} que sí difiere (0,041), siendo $14,00 \pm 8,54 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ y $17,04 \pm 12,80 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, respectivamente.

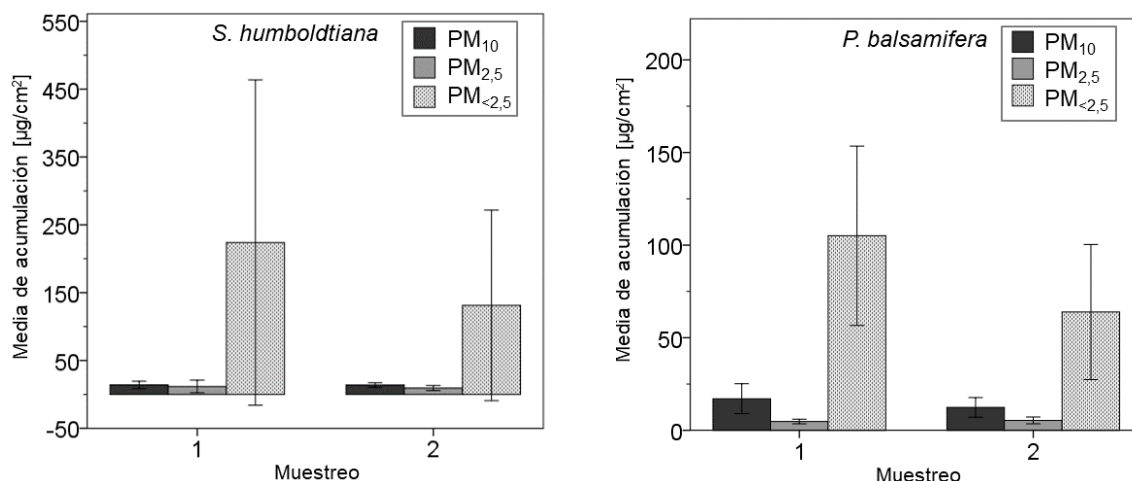


Figura 12. Media de acumulación de PM en *S. humboldtiana* (S) y *P. balsamifera* (A), a través del Método B (barrido de hoja). Las barras verticales representan el error estándar

Elaboración: Autores.

4.3. Concordancia entre métodos

El valor del CCC, en el muestreo 1 realizado a *P. balsamifera*, para la fracción de PM_{10} (0,938), es el único que presenta un grado de acuerdo moderado al encontrarse entre 0,90 a 0,95. Los valores restantes de los coeficientes son inferiores a 0,90, por lo que el grado de concordancia, es pobre, como se evidencia en la Tabla 8.

Tabla 8. Valores de los coeficientes de correlación y concordancia y su grado de concordancia.

Especie	Muestreo	n	PM_{10}	Grado de concordancia	$PM_{2,5}$	Grado de concordancia
<i>S. humboldtiana</i>	1	10	0,302	Pobre	0,446	Pobre
	2	10	0,275	Pobre	0,243	Pobre
<i>P. balsamifera</i>	1	10	0,938	Moderada	-0,155	Pobre
	2	10	0,717	Pobre	0,675	Pobre

Elaboración: Autores.

De igual manera el error porcentual, detallado en la Tabla 9, corrobora el grado de concordancia entre métodos. El PM_{10} encontrado en el muestreo 1 de *P. balsamifera*, es la única fracción con error porcentual inferior al 30 %, las fracciones restantes superan dicho

valor, desde cifras que van desde el 30,07 % hasta 195,70 %. Además, el grado de error es mayor en *S. humboldtiana*.

Tabla 9. Error porcentual entre métodos para las fracciones PM_{10} y $PM_{2,5}$.

Especie	Muestreo	n	PM_{10}	$PM_{2,5}$
S. <i>humboldtiana</i>	1	10	51,49 %	95,19 %
	2	10	40,19 %	195,79 %
P. <i>balsamifera</i>	1	10	29,18 %	47,41 %
	2	10	34,54 %	30,07 %

Elaboración: Autores.

Con la finalidad de dar a conocer la razón por la cual en el muestreo 1 de *P. balsamifera*, en la fracción PM_{10} es el único de los ocho análisis de Concordancia y Acuerdo en registrar un grado Moderado, se ha planteado el supuesto de que el factor meteorológico (precipitación) pudo intervenir durante la comparación de los métodos A y B. Para ello se ha realizado el diagrama de dispersión (**ANEXO K & L**) en el cual se puede apreciar que, entre la concentración de PM y la precipitación, existe una correlación inversamente proporcional poco significativa. Para fortalecer lo mencionado de igual forma se realizó la regresión lineal (p-valor = 0,7924) indicando que no existe una correlación entre la concentración de PM y la precipitación, adicionalmente el Coeficiente de Pearson ($R = -0,01147$) correspondiente a un rango insatisfactorio. Los resultados obtenidos provienen de una base de datos reducida por lo cual no se puede afirmar que sean significativos. Esto dificulta obtener resultados certeros en el caso de analizar otras variables meteorológicos además de la precipitación.

Cabe menciona que, durante el trabajo de laboratorio, las instalaciones y los equipos fueron manipulados por diferentes usuarios, existiendo la posibilidad de que haya ocurrido un error experimental que intervino en los resultados, específicamente en la variación en el análisis de Concordancia y Acuerdo para la fracción de PM_{10} de *P. balsamifera* durante el primer muestreo.

5. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio constituyen los primeros pasos para investigaciones futuras enfocadas en mejorar la calidad del aire en ambientes urbanos a través del uso de vegetación.

No se encontró documentación que detalle las diferencias de acumulación de PM entre las dos especies en estudio, el caso más cercano fue entre *S. matsudana* y *P. tomentosa* que podrían adoptar los roles de *S. humboldtiana* y *P. balsamifera*. Según los resultados de W.-K. Zhang, Wang, & Niu (2015), *S. matsudana* posee ventaja de acumulación de PM sobre *P. tomentosa*, esta afirmación puede relacionarse con los resultados obtenidos. Estadísticamente se encontraron diferencias entre especies (Tabla 7) en dos casos, en el método A, muestreo 1, para $PM_{0,2}$ (0,019) y método B, muestreo 2, PM_{10} (0,041), resultando $9,19 \pm 5,18 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en *S. humboldtiana* y $2,85 \pm 1,25 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en *P. balsamifera*, por otro lado, $13,93 \pm 5,23 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en *S. humboldtiana* y $12,37 \pm 8,39 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en *P. balsamifera*, respectivamente.

No se hallaron diferencias entre muestreos, a excepción de la fracción fina de PM, determinada por el método A, de *S. humboldtiana*, siendo de $9,19 \pm 5,18 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en el muestreo 1, y $3,22 \pm 1,58 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ en el muestreo 2. Esto podría sugerir la influencia de factores externos como la precipitación y el viento, en la remoción de partículas de menor tamaño, particularmente en especies de cutícula lisa y estomas grandes (Tabla 2). Y en general, en la remoción de todas las fracciones de PM, pues como mencionan W. Zhang *et al.* (2018), intervienen una serie de factores como las condiciones climáticas del área, las concentraciones de cada fracción en el aire y las características foliares y estructurales de las especies. Además, (Yan *et al.*, 2016), sostienen que cada especie asume distintas capacidades para la retención de partículas, sea por las estructuras de las hojas o procesos de deposición.

A pesar de las diferencias, se puede apreciar que (Tabla 5), la fracción de PM menor a $2,5 \mu\text{m}$ obtenida en el método B, es mucho mayor que la fracción $2,5$ hasta $0,2 \mu\text{m}$ del método A, lo que sugiere dos escenarios posibles. El primero, es la existencia de una gran masa de partículas menores a $0,2 \mu\text{m}$ que se estaría omitiendo; y el segundo, que debido a la complejidad de su naturaleza, distribución y procedencia de las partículas (de diversas

fuentes), al momento de homogenizar la muestra y tomar una alícuota, no se estaría seleccionando una fracción representativa.

Sin embargo, el primer escenario podría omitirse, debido a que la cantidad total de partículas disminuye exponencialmente conforme se reduce el diámetro de las partículas (Anderson, Thundiyil, & Stolbach, 2012), es decir, que la masa de las partículas es proporcional a su diámetro aerodinámico. Lo que se demuestra con estudios, como el de (Klejnowski, Krasa, Rogula-Kozłowska, & Błaszczak, 2013), donde el mayor porcentaje de PM, en masa, corresponde a la fracción grande, seguida de la fracción gruesa y fina. Xu et al. (2018), encontraron que, del PM depositado en las hojas, la fracción grande comprendió el 73 %, y las partículas de las fracciones gruesa y fina el 16 y 11 %, respectivamente. (Song et al., 2015), determinaron que, del total de PM en masa, la fracción grande representa el 79,94 %, la gruesa el 18,88 % y la fina 2,09 %. Resultados similares fueron obtenidos por (Popek, Gawrońska, Wrochna, Gawroński, & Saebø, 2013), donde los porcentajes fueron, para la fracción fina 14 %, gruesa 21 % y grande 65 %. Por otro lado, Shi et al. (2017), hallaron que, del número total de partículas en la superficie foliar, aproximadamente el 77,9 % corresponden a partículas finas (menores a 2,5 μm), mientras que las partículas gruesas representan el 16,2 % y las grandes el 5,9 %. Las mediciones realizadas por (Klejnowski et al., 2013), revelaron que el 99% de las partículas (en número) en el aire tienen diámetros de $\leq 1 \mu\text{m}$.

Las mediciones realizadas por el método A, lavado de hoja, concuerdan en proporción con las concentraciones en masa de los estudios mencionados. Sin embargo, esto no quiere decir que la técnica que implica el barrido de hoja sea errada, si no, que posiblemente, en el caso específico del método utilizado, las alícuotas no son exactas pues omitirían la complejidad y naturaleza de las partículas, al suponer que éstas se distribuyen homogéneamente en las soluciones.

El grado de concordancia, calificado como *pobre*, se encuentra entre -0,155 y 0,717 (a excepción del valor 0,938 considerado como moderado, Tabla 8), sumado a los valores de error entre 195,79 % y 29,28 %. Cabe mencionar los resultados del reciente estudio de (Liu, Zhang, et al. (2018), quienes afirman que entre el 23 % y 45 % del total de PM retenido en las hojas puede ser limpiado y recogido por el lavado de hoja con agua, mientras que entre el 29 % y 46 % en el caso de combinación de las técnicas de lavado y barrido de hoja.



Además, de manifestar que el PM podría ser removido casi en su totalidad si ambos métodos se combinarán con limpieza ultrasónica. Por otro lado, (Liu, Cao, et al., 2018), encontraron que alrededor del 23 % y 45 % del PM total retenido en las hojas se puede limpiar y recolectar por el método de limpieza con agua. También sostienen que en limpieza por agua y con cepillo, la subestimación de la capacidad de retención de las especies de PM de varios tamaños se encuentra en el rango del 29 % al 46 %.

6. CONCLUSIONES

En el método de lavado de hoja las fracciones de PM en determinadas *P. balsamifera* y *S. humboldtiana*, presentaron comportamientos similares, debido a que no se encontraron diferencias de acumulación entre muestreos y entre especies, a excepción del $PM_{0,2}$.

En el método de barrido de hoja tanto para *P. balsamifera* y *S. humboldtiana* no se evidenció diferencia entre muestreos, mientras que entre especies se encontró en el PM_{10} .

El grado de concordancia entre los métodos es *pobre*, corroborado por un error significativo, de tal modo, el método de lavado de hoja no puede sustituir al barrido de hoja, pues no concuerdan en las cantidades de PM removidas, por el contrario, estos métodos deben complementarse para incrementar la eficiencia de remoción de PM y evaluar de manera eficaz la capacidad de retención de las especies vegetales.

7. RECOMENDACIONES Y FUTURAS INVESTIGACIONES

Existe gran cantidad de especies, tanto arbóreas como arbustivas, que pueden utilizarse en zonas urbanas. Es necesario evaluar con exactitud su capacidad de retención de diferentes tamaños de PM, y así enfocarse en las especies con mayor potencial de acumulación. Al estudiar el rendimiento de captura de PM, se deben considerar otros parámetros, como la elección de la especie y la ubicación en relación con la fuente de contaminación. Esta información podría constituir un pilar fundamental para la selección de especies en campañas de reforestación urbana.

Se plantea la combinación de los métodos que permiten eluir el PM de la superficie foliar, con la finalidad de incrementar la eficiencia, es decir remover completamente las partículas, para así poder obtener resultados certeros que constituyan una herramienta en la toma de decisiones.

La retención de partículas atmosféricas podría ser diferente entre especies, por lo que para futuros estudios puede emplearse la eficiencia de retención de PM (número de partículas retenidas por unidad de área y tiempo). Además, es conveniente estudiar las condiciones climáticas de la localidad y cómo éstas influyen en la eficiencia de retención de PM.

Algunos parámetros como el número de revoluciones y el tiempo de duración, deben ser establecidos previamente. Es decir, que deben realizarse ensayos específicos de acuerdo a las características de cada especie, porque, como se encontró en este trabajo, las hojas de *P. balsamifera* fueron más susceptibles a romperse y desprender células vegetales, tanto en el método de barrido como lavado de hoja.

El objetivo de este estudio fue comparar los métodos, por lo que no consideró la influencia de parámetros como la precipitación y velocidad del viento en la investigación. Sin embargo, se recomienda, en futuros trabajos, incluirlos y así mejorar los resultados enfocados en el diseño óptimo de plantaciones que contribuyan significativamente a la mejora de la calidad del aire ambiente.

8. REFERENCIAS

- Anderson, J. O., Thundiyil, J. G., & Stolbach, A. (2012). Clearing the air: A review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of Medical Toxicology: Official Journal of the American College of Medical Toxicology*, 8(2), 166-175. <https://doi.org/10.1007/s13181-011-0203-1>
- Andersson-Sköld, Y., Thorsson, S., Rayner, D., Lindberg, F., Janhäll, S., Jonsson, A., ... Granberg, M. (2015). An integrated method for assessing climate-related risks and adaptation alternatives in urban areas. *Climate Risk Management*, 7, 31-50. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2015.01.003>
- Barima, Y. S. S., Angaman, D. M., N'gouran, K. P., Koffi, N. A., Bi, F. Z. T., & Samson, R. (2016). Involvement of leaf characteristics and wettability in retaining air particulate matter from tropical plant species. *Environmental Engineering Research*, 21(2), 121-131. <https://doi.org/2016.21.2.121>
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: Effect of species and windspeed. *Global Change Biology*, 6(8), 995-1003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00376.x>
- Bonn, B. (2010). Secondary Particle Production in Urban Areas. En *Environmental Science and Engineering. Urban Airborne Particulate Matter* (pp. 363-370). https://doi.org/10.1007/978-3-642-12278-1_17
- Cassee, F. R., & Lippmann, M. (2011). Overview. En *Cardiovascular Effects of Inhaled Ultrafine and Nanosized Particles* (pp. 1-22). <https://doi.org/10.1002/9780470910917.ch1>
- Chen, X. (Huazhong A. U., Zhou, Z. (Huazhong A. U., Teng, M. (Huazhong A. U., Wang, P. (Huazhong A. U., & Zhou, L. (Huazhong A. U. (2015). Accumulation of three different sizes of particulate matter on plant leaf surfaces: Effect on leaf traits. *Archives of Biological Sciences*. Recuperado de <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=RS2017000556>



- Cheremisnoff, N. P. (2016). Criteria Air Pollutants (CAPs). En *Pollution Control Handbook for Oil and Gas Engineering* (pp. 325-332).
<https://doi.org/10.1002/9781119117896.ch24>
- Connan, O., Pellerin, G., Maro, D., Damay, P., Hébert, D., Roupsard, P., ... Laguionie, P. (2018). Dry deposition velocities of particles on grass: Field experimental data and comparison with models. *Journal of Aerosol Science*, 126, 58-67.
<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2018.08.004>
- de Kok, T. M. C. M., Driee, H. A. L., Hogervorst, J. G. F., & Briedé, J. J. (2006). Toxicological assessment of ambient and traffic-related particulate matter: A review of recent studies. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 613(2), 103-122. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2006.07.001>
- Delfino, R. J. (2002). Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: Linkages between occupational, indoor, and community air pollution research. *Environmental Health Perspectives*, 110(Suppl 4), 573-589.
- Dirección Municipal de Tránsito. (2015). *Intensidades medias diarias de tráfico vehicular*. Cuenca.
- Dochinger, L. S. (1980). Interception of airborne particles by tree plantings. *Journal of Environmental Quality*, 9(2), 265-268.
<https://doi.org/10.2134/jeq1980.00472425000900020020x>
- Dunlap, R. E., & Jorgenson, A. K. (2012). Environmental Problems. En *The Wiley-Blackwell Encyclopedia of Globalization*.
<https://doi.org/10.1002/9780470670590.wbeog174>
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of Particulate Matter of Different Size Fractions on Leaf Surfaces and in Waxes of Urban Forest Species. *International Journal of Phytoremediation*, 13(10), 1037-1046. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- Freer-Smith, P. H., El-Khatib, A. A., & Taylor, G. (2004). Capture of Particulate Pollution by Trees: A Comparison of Species Typical of Semi-Arid Areas (*Ficus Nitida* and *Eucalyptus Globulus*) with European and North American Species. *Water, Air, and*

Soil Pollution, 155(1), 173-187.

<https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000026521.99552.fd>

Fuzzi, S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M. C., ... Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate: Lessons learned and future needs. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(14), 8217-8299. <https://doi.org/10.5194/acp-15-8217-2015>

Grantz, D. A., Garner, J. H. B., & Johnson, D. W. (2003). Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29(2), 213-239. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00181-2](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00181-2)

Hester, R., & Harrison, R. (2016). *Airborne Particulate Matter: Sources, Atmospheric Processes and Health*. Royal Society of Chemistry.

Hong, X., Yang, X., Yang, M., Zhong, Y., Li, C., Zhang, T., & Liu, Y. (2015). A method of quantifying the retention of PM_{2.5} and other atmospheric particulates by plant leaves. 147-154.

Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>

Jeanjean, A. P. R., Monks, P. S., & Leigh, R. J. (2016). Modelling the effectiveness of urban trees and grass on PM_{2.5} reduction via dispersion and deposition at a city scale. *Atmospheric Environment*, 147, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.033>

Kalaiarasan, M., Balasubramanian, R., Cheong, K. W. D., & Tham, K. W. (2010). Vertical Distribution of Airborne Particulate Matter in a Tropical Urban Environment: Changes in Physical and Chemical Characteristics. En *Environmental Science and Engineering. Urban Airborne Particulate Matter* (pp. 309-338). https://doi.org/10.1007/978-3-642-12278-1_15

Karagulian, F., Belis, C. A., Dora, C. F. C., Prüss-Ustün, A. M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H., & Amann, M. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A

- systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, 120, 475-483. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087>
- Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504-526. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.039>
- Kim, K.-H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Klejnowski, K., Krasa, A., Rogula-Kozłowska, W., & Błaszczak, B. (2013). Number Size Distribution of Ambient Particles in a Typical Urban Site: The First Polish Assessment Based on Long-Term (9 Months) Measurements [Research article]. <https://doi.org/10.1155/2013/539568>
- Klimont, Z., Kupiainen, K., Heyes, C., Purohit, P., Cofala, J., Rafaj, P., ... Schöpp, W. (2017). Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon. *Atmos. Chem. Phys.*, 17(14), 8681-8723. <https://doi.org/10.5194/acp-17-8681-2017>
- Klingberg, J., Broberg, M., Strandberg, B., Thorsson, P., & Pleijel, H. (2017). Influence of urban vegetation on air pollution and noise exposure – A case study in Gothenburg, Sweden. *Science of The Total Environment*, 599-600, 1728-1739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.051>
- Lazaridis, M., & Colbeck, I. (2014). Introduction. En *Aerosol Science* (pp. 1-14). <https://doi.org/10.1002/9781118682555.ch1>
- Leonard, R. J., McArthur, C., & Hochuli, D. F. (2016). Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 249-253. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.09.008>
- Liang, J. (2013). Particulate matter. En J. Liang (Ed.), *Chemical Modeling for Air Resources* (pp. 189-219). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-408135-2.00009-4>



- Limbeck, A., & Puls, C. (2011). Particulate Emissions from On-Road Vehicles. En F. Zereini & C. L. S. Wiseman (Eds.), *Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts* (pp. 63-79). https://doi.org/10.1007/978-3-642-12278-1_4
- Lin, H.-M., & Williamson, J. M. (2015). A Simple Approach for Sample Size Calculation for Comparing Two Concordance Correlation Coefficients Estimated on the Same Subjects. *Journal of Biopharmaceutical Statistics*, 25(6), 1145-1160. <https://doi.org/10.1080/10543406.2014.971163>
- Lin, L. I.-K. (1989). A Concordance Correlation Coefficient to Evaluate Reproducibility. *Biometrics*, 45(1), 255-268. <https://doi.org/10.2307/2532051>
- Lin, L. I.-K. (1992). Assay Validation Using the Concordance Correlation Coefficient. *Biometrics*, 48(2), 599. <https://doi.org/10.2307/2532314>
- Lippmann, M. (2008). Ambient Air Particulate Matter. En *Environmental Toxicants* (pp. 317-365). <https://doi.org/10.1002/9780470442890.ch10>
- Liu, J., Cao, Z., Zou, S., Liu, H., Hai, X., Wang, S., ... Jia, Z. (2018). An investigation of the leaf retention capacity, efficiency and mechanism for atmospheric particulate matter of five greening tree species in Beijing, China. *Science of The Total Environment*, 616-617, 417-426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.314>
- Liu, J., Zhang, R., Liu, H., Duan, J., Kang, J., Guo, Z., ... Cao, Z. (2018). Assessing the Particulate Matter Removal Abilities of Tree Leaves. *JoVE (Journal of Visualized Experiments)*, (140), e58026. <https://doi.org/10.3791/58026>
- Mariraj Mohan, S. (2016). An overview of particulate dry deposition: Measuring methods, deposition velocity and controlling factors. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(1), 387-402. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0898-7>
- McBride, G., McBride, G., McBride, G. B., McBride, G., McBride, J. B., McBride, G. B., ... McBride, B. (2005). *A proposal for strength-of-agreement criteria for Lin's concordance correlation coefficient*. Recuperado de



<https://www.scienceopen.com/document?vid=e3cfffed-a777-439b-b244-b4acba7f0c7>

- McDonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I., ... Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8455-8467. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.025>
- Minga, D., & Verdugo, A. (2016). *Árboles y arbustos de los ríos de Cuenca* (Universidad del Azuay). Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/303677294>
- Moyano, I. B., & V, H. (2013). *IMPLEMENTACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE VULNERABILIDADES A NIVEL CANTONAL - CUENCA*. Recuperado de <http://repositorio.cedia.org.ec/handle/123456789/842>
- New York Botanical Garden. (s. f.-a). Monographs Details: *Populus balsamifera* L. Recuperado 10 de febrero de 2019, de <http://sweetgum.nybg.org/science/world-flora/details.php?irn=6250>
- New York Botanical Garden. (s. f.-b). Specimen Details: *Populus balsamifera* L. Recuperado 10 de febrero de 2019, de New York Botanical Garden website: <http://sweetgum.nybg.org/science/>
- New York Botanical Garden. (s. f.-c). Specimen Details: *Salix humboldtiana* Willd. Recuperado 10 de febrero de 2019, de New York Botanical Garden website: <http://sweetgum.nybg.org/science/>
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3), 115-123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Ottelé, M., van Bohemen, H. D., & Fraaij, A. L. A. (2010). Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering*, 36(2), 154-162. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.02.007>
- Parra, R. (2016). *Inventario de Emisiones Atmosféricas del Cantón Cuenca 2014*. 89. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.17665.66405>



- Pellerin, G., Maro, D., Damay, P., Gehin, E., Connan, O., Laguionie, P., ... Charrier, X. (2017). Aerosol particle dry deposition velocity above natural surfaces: Quantification according to the particles diameter. *Journal of Aerosol Science*, 114, 107-117. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2017.09.004>
- Petroff, A., Mailliat, A., Amielh, M., & Anselmet, F. (2008). Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: Review of present knowledge. *Atmospheric Environment*, 42(16), 3625-3653. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.043>
- Popek, R., Gawrońska, H., Wrochna, M., Gawroński, S. W., & Saebø, A. (2013). Particulate matter on foliage of 13 woody species: Deposition on surfaces and phytostabilisation in waxes--a 3-year study. *International Journal of Phytoremediation*, 15(3), 245-256. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.694498>
- Prajapati, S. K. (2012). Ecological effect of airborne particulate matter on plants. *Environmental Skeptics and Critics*, 1(1), 12-22.
- Proaño, & Barahona. (2017). *Red de Residencias Universitarias en ejes patrimoniales de la Ciudad de Cuenca Caso Eje Las Herrerías*. Recuperado de <http://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/7122>
- Przybysz, A., Sæbø, A., Hanslin, H. M., & Gawroński, S. W. (2014). Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time. *Science of The Total Environment*, 481, 360-369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.072>
- Roser, M., & Ortiz, E. (2018). World Population Growth. *OurWorldInData.org*. Recuperado de <https://ourworldindata.org/world-population-growth>
- Shi, J., Zhang, G., An, H., Yin, W., & Xia, X. (2017). Quantifying the particulate matter accumulation on leaf surfaces of urban plants in Beijing, China. *Atmospheric Pollution Research*, 8(5), 836-842. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.01.011>
- Song, Y., Maher, B. A., Li, F., Wang, X., Sun, X., & Zhang, H. (2015). Particulate matter deposited on leaf of five evergreen species in Beijing, China: Source identification and size distribution. *Atmospheric Environment*, 105, 53-60. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.032>





- U.S. EPA. (2004). *Air Quality Criteria for Particulate Matter*. Recuperado de EPA 600/P-99/002aF-bF
- Wang, H., Shi, H., & Wang, Y. (2015). Effects of Weather, Time, and Pollution Level on the Amount of Particulate Matter Deposited on Leaves of *Ligustrum lucidum*. *The Scientific World Journal*, 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/935942>
- Watson, P. F., & Petrie, A. (2010). Method agreement analysis: A review of correct methodology. *Theriogenology*, 73(9), 1167-1179. <https://doi.org/10.1016/j.theriogenology.2010.01.003>
- Weber, F., Kowarik, I., & Säumel, I. (2014). Herbaceous plants as filters: Immobilization of particulates along urban street corridors. *Environmental Pollution*, 186, 234-240. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.011>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., & Reiling, K. (2017). Particulate matter pollution capture by leaves of seventeen living wall species with special reference to rail-traffic at a metropolitan station. *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 173-186. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.07.005>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., & Reiling, K. (2018). Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 98-107. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.001>
- Yan, J., Lin, L., Zhou, W., Ma, K., & Pickett, S. T. A. (2016). A novel approach for quantifying particulate matter distribution on leaf surface by combining SEM and object-based image analysis. *Remote Sensing of Environment*, 173, 156-161. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.033>
- Zhang, W., Zhang, Z., Meng, H., & Zhang, T. (2018). How Does Leaf Surface Micromorphology of Different Trees Impact Their Ability to Capture Particulate Matter? *Forests*, 9(11), 681. <https://doi.org/10.3390/f9110681>
- Zhang, W.-K., Wang, B., & Niu, X. (2015). Study on the Adsorption Capacities for Airborne Particulates of Landscape Plants in Different Polluted Regions in Beijing (China).



International Journal of Environmental Research and Public Health, 12(8), 9623-9638. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809623>

9. ANEXOS

ANEXO A: Autorización de la Empresa Municipal de Aseo de Cuenca



Oficio Nro. 0572-EMAC EP-DTE-DAV-2018

Cuenca, 10 de octubre de 2018

Asunto: SOLICITA PERMISO PARA LA RECOLECCIÓN DE MUESTRAS DE HOJAS DE LA AV. 12 DE ABRIL CON LA FINALIDAD DE REALIZAR TRABAJO DE TITULACIÓN.


Señor
Fabian Sinchi
Solicitante
CIUDADANO
Presente.

Por medio de la presente en respuesta al oficio sin número, donde solicita se autorice la toma de muestras de hojas de 10 individuos de la especie *Salix humboldtiana* (Sauce) y 10 *Populus balsamifera* (Álamo), en la Av. 12 de Abril, en atribuciones de la EMAC EP, autoriza al Sr. Walter Fabián Sinchi Chaca CI: 0105485072, la toma de muestras indicadas, con la finalidad de realizar el trabajo de titulación, en la carrera de Ingeniería Ambiental en la Universidad de Cuenca.

Cabe mencionar, que de acuerdo a las conversaciones previas, Usted se comprometió una vez culminado toda la tramitología de su tema de tesis a compartir el resultado con esta empresa.

Sin otro particular suscribo de Usted.

Atentamente,


*Documento Firmado
electrónicamente por
NELSON FILIPE
DIAS VIDAL*

Arq. Paisajista, Nelson Filipe Dias Vidal
JEFE DEL DEPARTAMENTO DE ÁREAS VERDES

Referencias:
- 3093-EMAC EP DAF-2018



NUT: EMAC EP-2018-8897

PCV



EMPRESA PÚBLICA MUNICIPAL
DE ASEO DE CUENCA
EMAC EP

Av. Dece de Abril,
edificio San Vicente de Paul
Teléfono: (07) 2839 400
Calle center: 139
Cuenca, Ecuador
www.emac.gob.ec

 @emac_ep
 EMAC EP

1/1

ANEXO B: Individuos muestreados de la especie *P. balsamifera*

M	Código	Fecha	Coordenadas	Muestra [g]
1	A-M1-MA	12/11/2018	722109,01 m E	25,55
1	A-M1-MB		9678764,59 m S	25,55
1	A-M2-MA		722076,36 m E	25,51
1	A-M2-MB		9678786,62 m S	25,56
1	A-M3-MA		722035,87 m E	25,52
1	A-M3-MB		9678816,63 m S	25,56
1	A-M4-MA	15/11/2018	721944,54 m E	25,54
1	A-M4-MB		9678889,71 m S	25,59
1	A-M5-MA		721877,37 m E	25,52
1	A-M5-MB		9678937,79 m S	25,58
1	A-M6-MA	22/11/2018	721829,68 m E	25,51
1	A-M6-MB		9678965,53 m S	25,57
1	A-M7-MA		721815,08 m E	25,56
1	A-M7-MB	22/11/2018	9678974,42 m S	25,54
1	A-M8-MA		721763,03 m E	25,50
1	A-M8-MB		9679006,03 m S	25,57
1	A-M9-MA	23/11/2018	721729,18 m E	25,55
1	A-M9-MB		9679017,55 m S	25,56
1	A-M10-MA		721691,08 m E	25,55
1	A-M10-MB		9679029,92 m S	25,52
2	A-M1-MA	29/11/2018	722109,01 m E	25,55
2	A-M1-MB		9678764,59 m S	25,51
2	A-M2-MA		722076,36 m E	25,53
2	A-M2-MB		9678786,62 m S	25,59
2	A-M3-MA		722035,87 m E	25,59
2	A-M3-MB		9678816,63 m S	25,52
2	A-M4-MA	19/12/2018	721944,54 m E	25,55
2	A-M4-MB		9678889,71 m S	25,53
2	A-M5-MA		721877,37 m E	25,60
2	A-M5-MB		9678937,79 m S	25,57
2	A-M6-MA	8/1/2019	721829,68 m E	25,54
2	A-M6-MB		9678965,53 m S	25,54
2	A-M7-MA		721815,08 m E	25,59
2	A-M7-MB		9678974,42 m S	25,52
2	A-M8-MA		721763,03 m E	25,53
2	A-M8-MB		9679006,03 m S	25,54
2	A-M9-MA		721729,18 m E	25,57
2	A-M9-MB		9679017,55 m S	25,53
2	A-M10-MA		721691,08 m E	25,51
2	A-M10-MB		9679029,92 m S	25,52

Nota: muestreo (M); código de identificación Álamo (A), muestra (M), método A (MA) y método B (MB).



Fuente: los autores

M	Código	Fecha	Coordenadas	Muestra [g]
1	S-M1-MA	9/11/2018	721591,62 m E	25,57
1	S-M1-MB		9679067,90 m S	25,52
1	S-M2-MA		721518,29 m E	25,56
1	S-M2-MB		9679093,39 m S	25,59
1	S-M3-MA	15/11/2018	721469,63 m E	25,55
1	S-M3-MB		9679137,14 m S	25,57
1	S-M4-MA		721384,48 m E	25,56
1	S-M4-MB		9679219,48 m S	25,59
1	S-M5-MA	28/11/2018	721293,57 m E	25,50
1	S-M5-MB		9679292,97 m S	25,52
1	S-M6-MA		721231,47 m E	25,52
1	S-M6-MB		9679339,98 m S	25,51
1	S-M7-MA	18/12/2018	721201,02 m E	25,57
1	S-M7-MB		9679364,65 m S	25,54
1	S-M8-MA		721115,18 m E	25,59
1	S-M8-MB		9679403,89 m S	25,59
1	S-M9-MA	18/12/2018	721070,85 m E	25,53
1	S-M9-MB		9679415,46 m S	25,55
1	S-M10-MA		720911,79 m E	25,57
1	S-M10-MB		9679489,58 m S	25,58
2	S-M1-MA	9/1/2019	721591,62 m E	25,55
2	S-M1-MB		9679067,90 m S	25,51
2	S-M2-MA		721518,29 m E	25,57
2	S-M2-MB		9679093,39 m S	25,55
2	S-M3-MA	11/1/2019	721469,63 m E	25,51
2	S-M3-MB		9679137,14 m S	25,53
2	S-M4-MA		721384,48 m E	25,54
2	S-M4-MB		9679219,48 m S	25,56
2	S-M5-MA	11/1/2019	721293,57 m E	25,57
2	S-M5-MB		9679292,97 m S	25,56
2	S-M6-MA		721231,47 m E	25,54
2	S-M6-MB		9679339,98 m S	25,56
2	S-M7-MA	17/1/2019	721201,02 m E	25,54
2	S-M7-MB		9679364,65 m S	25,58
2	S-M8-MA		721115,18 m E	25,57
2	S-M8-MB		9679403,89 m S	25,55
2	S-M9-MA	17/1/2019	721070,85 m E	25,57
2	S-M9-MB		9679415,46 m S	25,56
2	S-M10-MA	17/1/2019	720911,79 m E	25,54
2	S-M10-MB		9679489,58 m S	25,56

Nota: muestreo (M); código de identificación Álamo (A), muestra (M), método A (MA) y método B (MB).



Fuente: los autores

ANEXO D: Procedimiento ejecutado en laboratorio



Preparación de muestras.



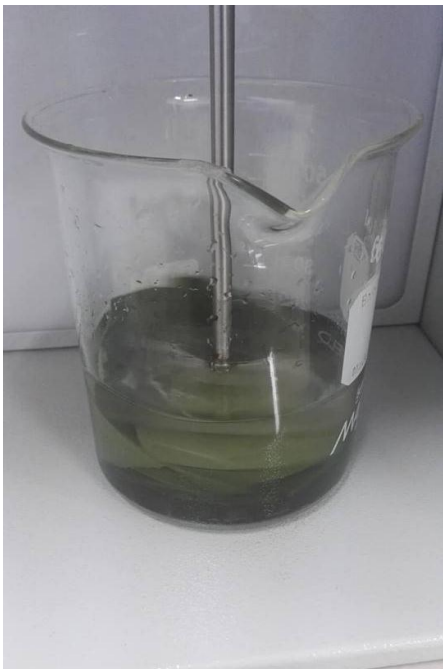
Selección de muestras.



Pesaje de muestras.



Barrido de hoja.



Lavado de hoja.



Filtrado previo con tamiz.



Solución resultante del filtrado.



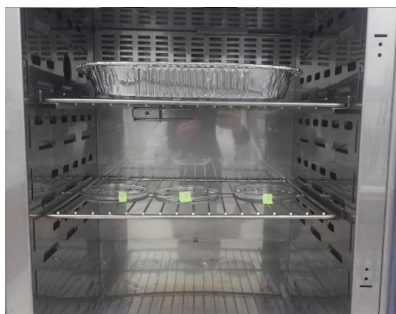
Filtrado de solución.



Filtrado con membrana PTFE.



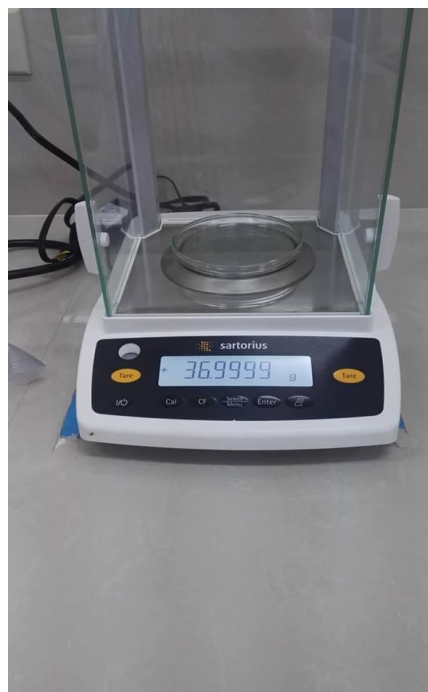
Papeles filtro.



Elementos al interior de la estufa.



Pesaje de filtros.



Pesaje de caja de Petri.

ANEXO E: Hojas escaneadas

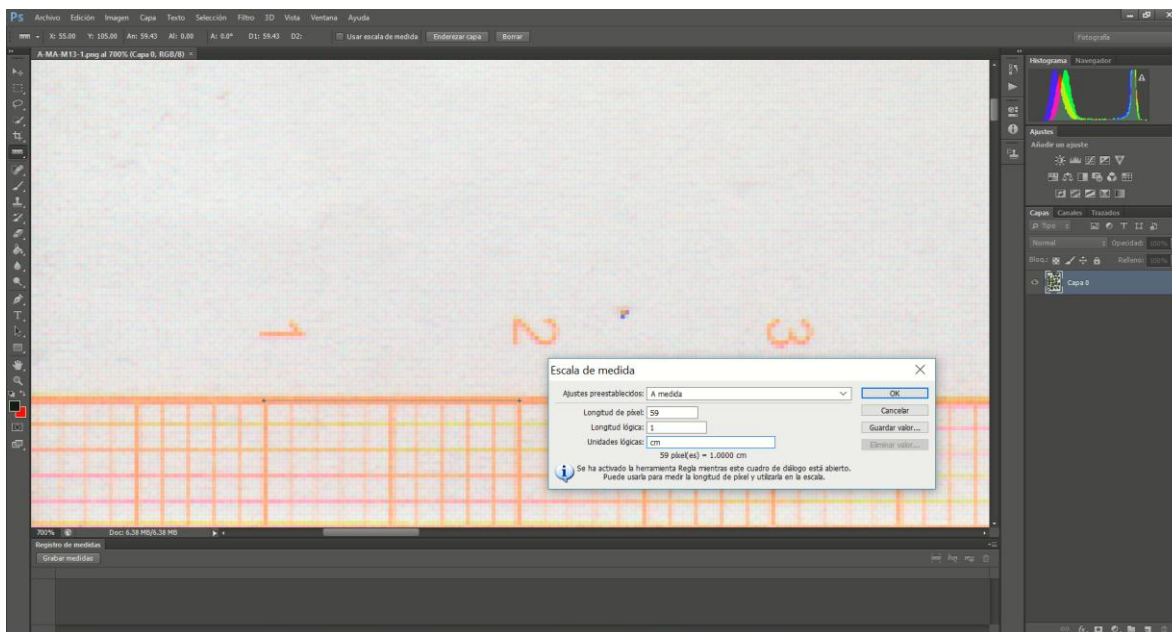


Ejemplares de hojas de P. balsamifera escaneadas.



Ejemplares de hojas de S. humboldtiana escaneadas.

ANEXO F: Cálculo del área foliar ejecutado en Photoshop



Ajuste de escala.



Selección del contorno de las hojas.



ANEXO G: Datos recopilados a través de las muestras procedentes de *P. balsamifera*.

M	Código	Fecha	Fracción de PM [g]			Área total [cm ²]	Concentración de PM [µg/cm ²]		
			Grande	Gruesa	Fina		Grande	Gruesa	Fina
1	A-M1-MA	12/11/2018	0,0575	0,0119	0,0066	2167,42	26,53	5,49	3,05
1	A-M1-MB		0,0622	0,0124	0,1244	2028,95	30,66	6,11	61,31
1	A-M2-MA		0,093	0,0214	0,0056	2173,22	42,79	9,85	2,58
1	A-M2-MB		0,0839	0,0109	0,2257	2093,23	40,08	5,21	107,82
1	A-M3-MA		0,0638	0,0121	0,0088	2202,93	28,96	5,49	3,99
1	A-M3-MB		0,0728	0,0102	0,1121	2381,34	30,57	4,28	47,07
1	A-M4-MA	15/11/2018	0,0244	0,0082	0,0047	2305,73	10,58	3,56	2,04
1	A-M4-MB		0,0257	0,0194	0,1432	2337,24	11,00	8,30	61,27
1	A-M5-MA		0,0130	0,0061	0,0029	2189,41	5,94	2,79	1,32
1	A-M5-MB		0,0128	0,0101	0,4186	2039,16	6,28	4,95	205,29
1	A-M6-MA	22/11/2018	0,0296	0,0098	0,0047	2560,59	11,56	3,83	1,84
1	A-M6-MB		0,0113	0,0058	0,0954	2486,05	4,55	2,33	38,37
1	A-M7-MA		0,0137	0,0098	0,0069	2255,32	6,07	4,35	3,06
1	A-M7-MB		0,0259	0,0130	0,2505	2205,51	11,74	5,89	113,58
1	A-M8-MA		0,0307	0,0149	0,0082	2027,59	15,14	7,35	4,04
1	A-M8-MB		0,0218	0,0117	0,0313	2019,34	10,80	5,79	15,5
1	A-M9-MA	23/11/2018	0,0338	0,0226	0,0122	2388,72	14,15	9,46	5,11
1	A-M9-MB		0,0497	0,0043	0,3534	2343,84	21,20	1,83	150,78
1	A-M10-MA		0,0100	0,0067	0,0031	2189,54	4,57	3,06	1,42
1	A-M10-MB		0,0073	0,0059	0,5121	2052,33	3,56	2,87	249,52
2	A-M1-MA	29/11/2018	0,0084	0,0077	0,0022	2279,50	3,69	3,38	0,97
2	A-M1-MB		0,0058	0,0026	0,0465	2300,02	2,52	1,13	20,22
2	A-M2-MA		0,0110	0,0071	0,0056	2241,57	4,91	3,17	2,50
2	A-M2-MB		0,0039	0,0031	0,0156	2316,14	1,68	1,34	6,74
2	A-M3-MA		0,0207	0,0149	0,0110	2494,45	8,30	5,97	4,41
2	A-M3-MB		0,0206	0,0124	0,1083	2584,96	7,97	4,80	41,9
2	A-M4-MA	19/12/2018	0,0217	0,0168	0,0134	2367,41	9,17	7,10	5,66
2	A-M4-MB		0,0290	0,0173	0,0743	2272,45	12,76	7,61	32,70
2	A-M5-MA		0,0244	0,0114	0,0084	2141,18	11,40	5,32	3,92
2	A-M5-MB		0,0348	0,0190	0,0517	2189,04	15,90	8,68	23,62
2	A-M6-MA	8/1/2019	0,0300	0,0176	0,0021	2132,05	14,07	8,25	0,98
2	A-M6-MB		0,0345	0,0186	0,1244	2196,67	15,71	8,47	56,63
2	A-M7-MA		0,0400	0,0135	0,0040	2192,20	18,25	6,16	1,82
2	A-M7-MB		0,0661	0,0181	0,3053	2132,50	31,00	8,49	143,17
2	A-M8-MA		0,0299	0,0201	0,0043	2319,43	12,89	8,67	1,85
2	A-M8-MB		0,0348	0,0132	0,1000	2342,75	14,85	5,63	42,68
2	A-M9-MA		0,0243	0,0086	0,0077	2418,81	10,05	3,56	3,18
2	A-M9-MB		0,0188	0,0080	0,2187	2495,66	7,53	3,21	87,63
2	A-M10-MA		0,0226	0,0106	0,0172	2359,26	9,58	4,49	7,29
2	A-M10-MB		0,0332	0,0107	0,4427	2411,24	13,77	4,44	183,60

Nota: muestreo (M); código de identificación Álamo (A), muestra (M), método A (MA) y método B (MB); la fracción fina de PM en el Método A es aquella entre 2,5 y 0,2 µm, mientras que en el Método B equivale a todas las partículas por debajo de 2,5 µm.

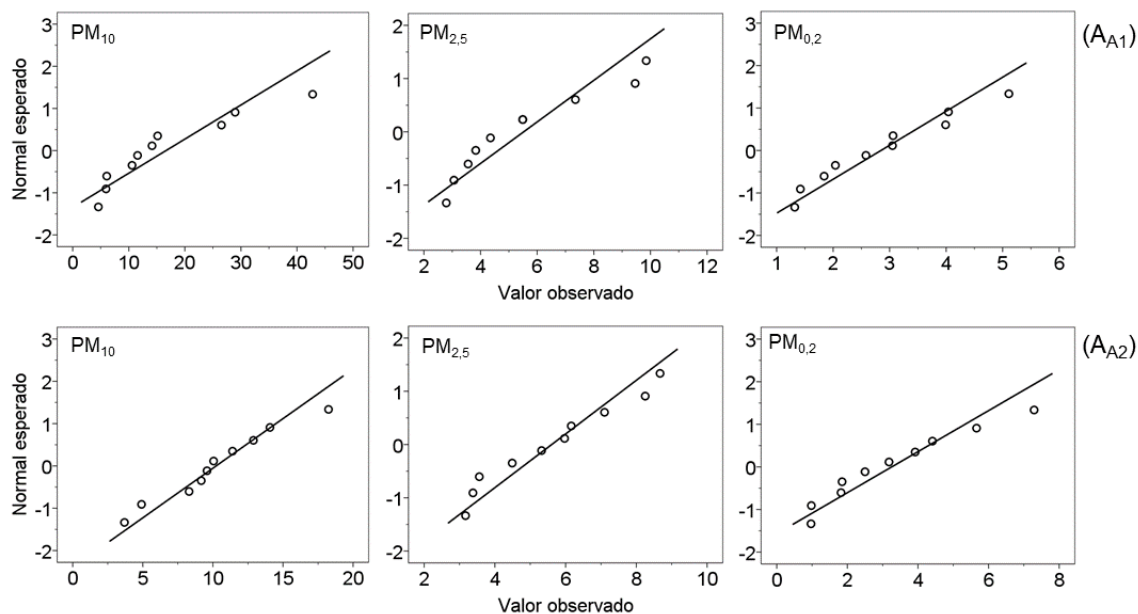


ANEXO H: Datos recopilados a través de las muestras procedentes de *S. humboldtiana*

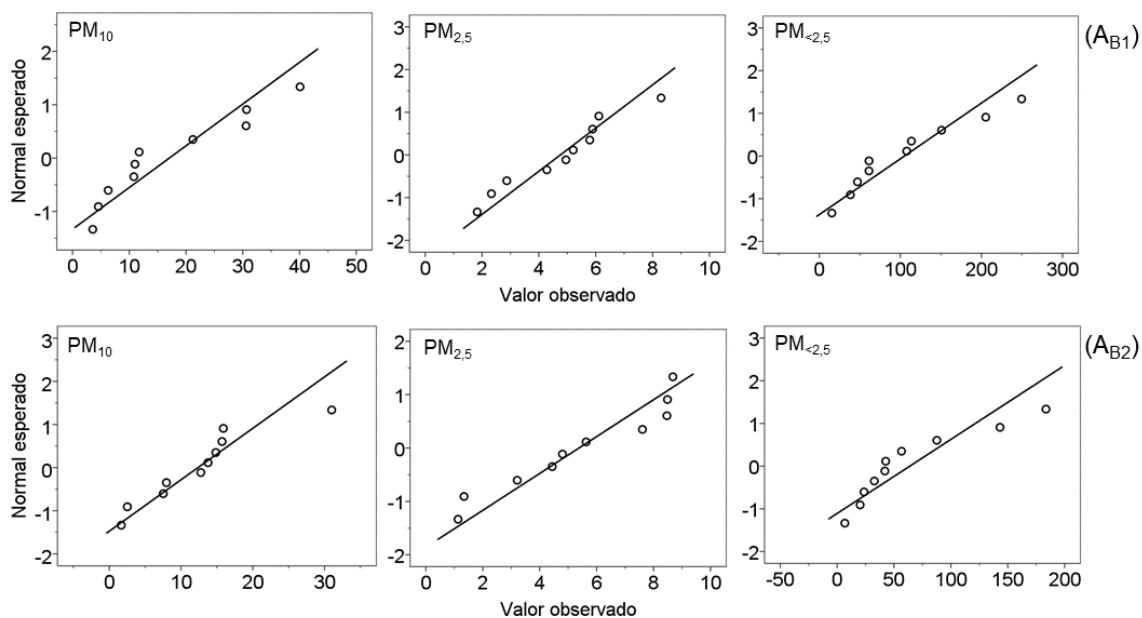
M	Código	Fecha	Fracción de PM [g]			Área total [cm ²]	Concentración de PM [μg/cm ²]		
			Grande	Gruesa	Fina		Grande	Gruesa	Fina
1	S-M1-MA	9/11/2018	0,0147	0,1159	0,0242	2763,01	5,32	41,96	8,76
1	S-M1-MB		0,0234	0,1085	29,066	2960,63	7,92	36,66	981,76
1	S-M2-MA		0,0484	0,0727	0,0102	2895,75	16,70	25,10	3,51
1	S-M2-MB		0,0242	0,1122	24,783	2769,83	8,75	40,52	894,76
1	S-M3-MA		0,0335	0,0226	0,0029	2703,36	12,39	8,36	1,09
1	S-M3-MB		0,0541	0,0179	0,4060	2705,31	19,99	6,63	150,07
1	S-M4-MA	15/11/2018	0,0321	0,0146	0,0060	2771,09	11,58	5,27	2,16
1	S-M4-MB		0,0923	0,0317	0,1306	2735,82	33,74	11,59	47,75
1	S-M5-MA		0,0079	0,0099	0,0393	2909,51	2,72	3,40	13,52
1	S-M5-MB	28/11/2018	0,0114	0,0008	0,0669	2757,93	4,13	0,29	24,27
1	S-M6-MA		0,0213	0,0111	0,0417	2930,38	7,27	3,79	14,23
1	S-M6-MB		0,0228	0,0046	0,0795	2780,81	8,20	1,65	28,58
1	S-M7-MA		0,0249	0,0130	0,0379	2733,88	9,10	4,74	13,87
1	S-M7-MB		0,0262	0,0004	0,0597	2724,01	9,63	0,14	21,91
1	S-M8-MA		0,0297	0,0255	0,0277	2825,92	10,51	9,02	9,79
1	S-M8-MB	18/12/2018	0,0430	0,0229	0,0893	2812,01	15,28	8,15	31,76
1	S-M9-MA		0,0444	0,0282	0,0385	2706,59	16,40	10,42	14,22
1	S-M9-MB		0,0403	0,0188	0,1260	2746,86	14,66	6,85	45,87
1	S-M10-MA		0,0357	0,0042	0,0300	2802,41	12,74	1,50	10,71
1	S-M10-MB	9/1/2019	0,0493	0,0117	0,0324	2788,21	17,69	4,21	11,63
2	S-M1-MA		0,0279	0,0115	0,0152	3184,96	8,76	3,61	4,79
2	S-M1-MB		0,0466	0,0090	0,1037	3098,82	15,04	2,92	33,45
2	S-M2-MA		0,0398	0,0119	0,0143	2831,30	14,06	4,20	5,07
2	S-M2-MB		0,0414	0,0355	0,0975	2636,61	15,68	13,45	36,98
2	S-M3-MA		0,0284	0,0026	0,0065	2616,76	10,85	0,99	2,49
2	S-M3-MB		0,0572	0,0440	13,357	2736,69	20,89	16,08	488,07
2	S-M4-MA		0,0788	0,0288	0,0084	2646,38	29,78	10,88	3,19
2	S-M4-MB		0,0619	0,0323	16,087	2637,93	23,45	12,23	609,84
2	S-M5-MA		0,0566	0,0290	0,0131	2617,44	21,62	11,08	5,02
2	S-M5-MB	17/1/2019	0,0429	0,0204	0,0291	2806,85	15,29	7,27	10,37
2	S-M6-MA		0,0661	0,0280	0,0089	2732,49	24,19	10,25	3,24
2	S-M6-MB		0,0337	0,0464	0,0569	2537,31	13,26	18,30	22,44
2	S-M7-MA		0,0686	0,0282	0,0056	2748,00	24,96	10,26	2,03
2	S-M7-MB		0,0254	0,0335	0,0580	2658,79	9,56	12,61	21,82
2	S-M8-MA		0,0263	0,0149	0,0023	2686,93	9,79	5,55	0,85
2	S-M8-MB		0,0225	0,0144	0,0524	2702,46	8,33	5,33	19,39
2	S-M9-MA		0,0401	0,0106	0,0032	2819,12	14,22	3,76	1,15
2	S-M9-MB		0,0251	0,0080	0,0773	2864,86	8,77	2,80	26,98
2	S-M10-MA		0,0298	0,0079	0,0123	2782,33	10,71	2,84	4,42
2	S-M10-MB		0,0252	0,0097	0,1204	2789,11	9,05	3,47	43,17

Nota: muestreo (M); código de identificación Álamo (A), muestra (M), método A (MA) y método B (MB); la fracción fina de PM en el Método A es aquella entre 2,5 y 0,2 μm, mientras que en el Método B equivale a todas las partículas por debajo de 2,5 μm.

ANEXO I: Q-Q plots de *P. balsamifera*

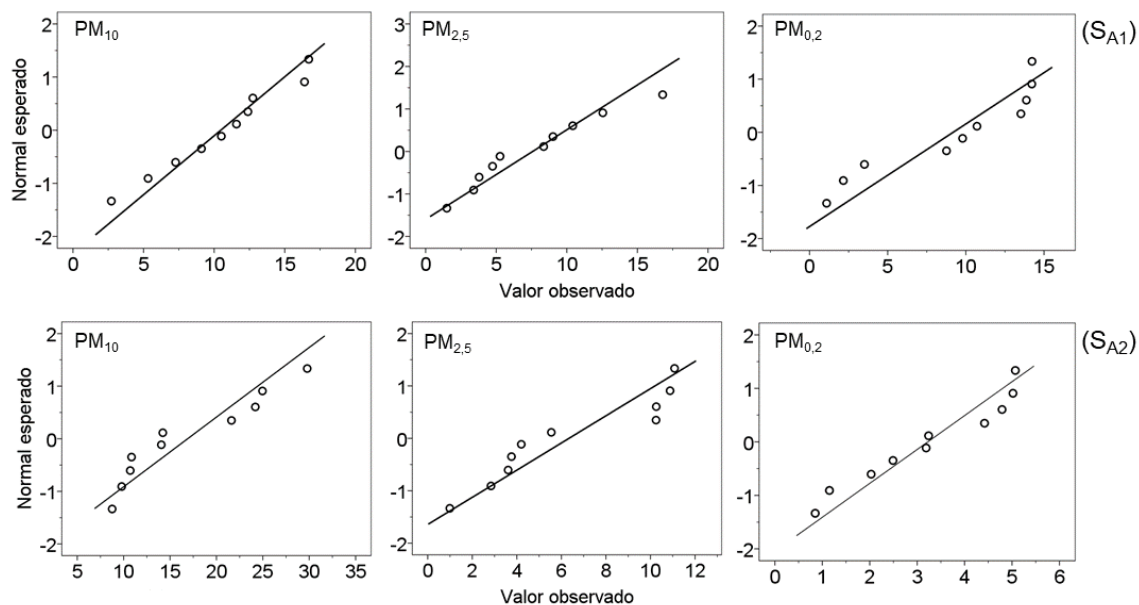


Q-Q plots de las concentraciones de las diferentes fracciones de PM encontradas en *P. balsamifera*, determinadas por el Método A en el muestreo 1 (A₁) y muestreo 2 (A₂).

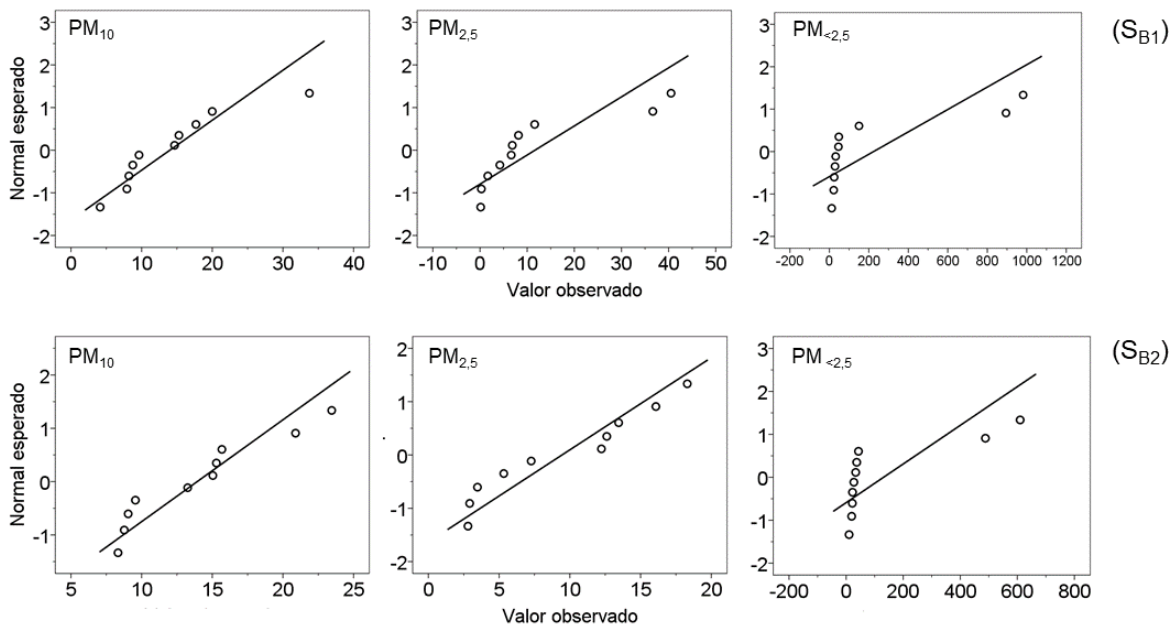


Q-Q plots de las concentraciones de las diferentes fracciones de PM encontradas en *P. balsamifera*, determinadas por el Método B en el muestreo 1 (B₁) y muestreo 2 (B₂).

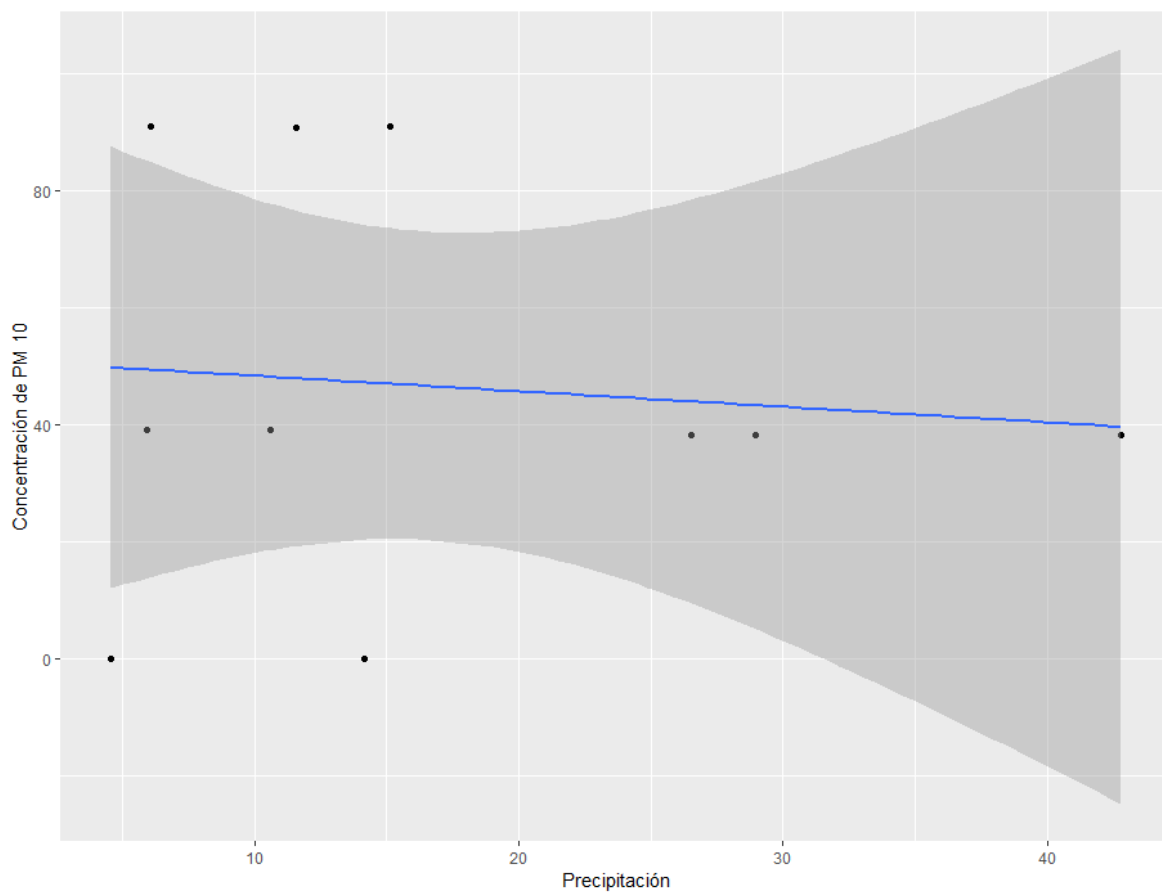
ANEXO J: Q-Q plots de *S. humboldtiana*



Q-Q plots de las concentraciones de las diferentes fracciones de PM encontradas en *S. humboldtiana*, determinadas por el Método A en el muestreo 1 (S_{A1}) y muestreo 2 (S_{A2}).



Q-Q plots de las concentraciones de las diferentes fracciones de PM encontradas en *S. humboldtiana*, determinadas por el Método B en el muestreo 1 (S_{B1}) y muestreo 2 (S_{B2}).

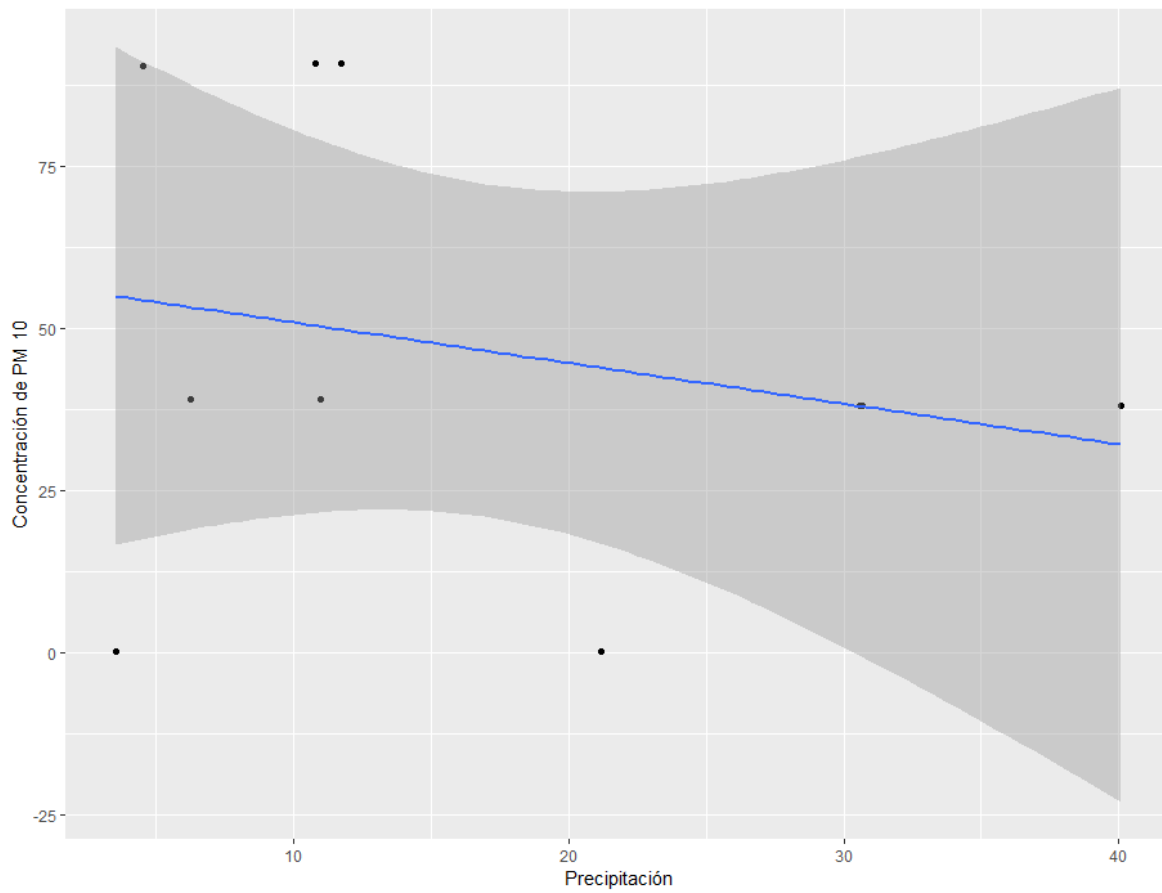
ANEXO K: Diagrama de dispersión Método A (PM₁₀ P. balsamifera)

Resultados de la correlación concentración PM 10 - Lluvia (Método A)

Residual standard error: 13.06 on 8 degrees on freedom

Multiple R-squared: 0.009177, Adjusted R-squared: -0.1147

F-statistic: 0.0741 on 1 and 8 DF, p-value: 0.7924

ANEXO L: Diagrama de dispersión Método B (PM₁₀ P. balsamifera)

Resultados de la correlación concentración PM 10 - Lluvia (Método B)

Residual standard error: 13.19 on 8 degrees on freedom

Multiple R-squared: 0.005527, Adjusted R-squared: -0.06283

F-statistic: 0.468 on 1 and 8 DF, p-value: 0.5132